

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA

***ESTUDIO EMPÍRICO
DE LAS CAUSAS SUBYACENTES
EN LA HIPÓTESIS DE LA CURVA
DE KUZNETS AMBIENTAL:
INFLUENCIA DE FACTORES EXÓGENOS
Y ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN***

María Rosario Díaz Vázquez

Santiago de Compostela, 2007

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA

***ESTUDIO EMPÍRICO
DE LAS CAUSAS SUBYACENTES
EN LA HIPÓTESIS DE LA CURVA
DE KUZNETS AMBIENTAL:
INFLUENCIA DE FACTORES EXÓGENOS
Y ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN***

Tesis que, para la obtención del grado de doctor, presenta la licenciada Dña. María Rosario Díaz Vázquez, y que ha sido realizada en el Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Santiago de Compostela, bajo la dirección del Profesor Dr. D. José Javier Álvarez Olariaga, Catedrático de Política Económica de la Universidad de Santiago de Compostela.

Vº

María Rosario Díaz Vázquez

Prof. Dr. D. José Javier Álvarez Olariaga

***A Alberto y a Pablo.
A mis padres.***

Agradecimientos

Agradecimientos

Son muchos los amigos, compañeros y familiares que han contribuido, directa o indirectamente, a que este trabajo haya sido posible. A todos ellos quiero expresar mi más profunda gratitud y deseo que sepan que retengo en mi memoria cada minuto de su precioso tiempo que han dedicado a responder a mis dudas, a darme ánimos o, simplemente, a escucharme.

En especial, desearía destacar a Xabier Álvarez Olariaga, director de esta tesis doctoral, por su esmero y su apoyo incondicional; a Maite Cancelo Márquez porque sin su dedicación y su entusiasmo este trabajo habría sido irrealizable; a Carmen López Andión por tratar mis preguntas como propias; a Pilar Díaz Vázquez porque sus sugerencias me han permitido mejorar el original; a M. Carmen Guisán Seijas y a su equipo de investigación por consentirme trabajar y aprender con ellos; a los “resuelve-dudas” Carlos Pío del Oro e Isidro Frías Pinedo.

También deseo expresar mi agradecimiento a Emilio Gutiérrez porque, aún no sé muy bien cómo, ha conseguido empujarme para que terminase lo que parecía inacabable.

Por último, aunque no en orden de importancia, a mi marido Alberto porque ha padecido estoicamente todas mis “neuras” y a mis padres porque han estado siempre dispuestos a apoyarme cuando ha sido necesario. Gracias también a mi pequeño, Pablo, por soportar las ausencias de su madre.

Índice



INTRODUCCIÓN.....	17
CAPÍTULO 1.- DESARROLLO SOSTENIBLE Y CRECIMIENTO ECONÓMICO: PRINCIPALES ENFOQUES ECONÓMICOS SOBRE LA RELACIÓN ENTRE MEDIO AMBIENTE Y ECONOMÍA Y SOBRE LA COMPATIBILIDAD ENTRE DESARROLLO SOSTENIBLE Y CRECIMIENTO ECONÓMICO	33
1.1. Introducción.....	35
1.2. Principales enfoques económicos sobre la relación entre medio ambiente y economía:	
Economía del Medio Ambiente y Economía Ecológica	39
1.2.1. La Economía del Medio Ambiente.....	39
1.2.1.1. El medio ambiente como un “fallo de mercado”	39
1.2.1.2. Incentivos fiscales frente a solución negociada: A.C. Pigou y R.H. Coase	43
1.2.1.3. Tratamiento y corrección de las externalidades medioambientales.....	52
1.2.1.4. La valoración monetaria del medio ambiente: principales métodos y críticas	56
1.2.1.5. Cambios introducidos por la Economía del Medio Ambiente en el enfoque económico convencional	69
1.2.2. La Economía Ecológica.....	74
1.2.2.1. La Ley de la Entropía y el problema de la irreversibilidad	75
1.2.2.2. Cambio en el objeto de estudio y en los métodos de análisis.....	87
1.2.2.3. La determinación de la escala óptima y el papel de las preferencias sociales	95
1.2.2.4. Un programa de acción para la sostenibilidad ambiental	100
1.3. Desarrollo sostenible y crecimiento económico	101
1.3.1. Desarrollo sostenible: concepto.....	102
1.3.1.1. Desarrollo y sostenibilidad	103
1.3.1.2. Definición de desarrollo sostenible	109
1.3.2. Criterios operativos para una economía orientada al desarrollo sostenible.....	110
1.3.2.1. Criterios de sostenibilidad débil	110
1.3.2.2. Criterios de sostenibilidad fuerte.....	112
1.3.3. Compatibilidad entre crecimiento económico y desarrollo sostenible	126

CAPÍTULO 2.- APROXIMACIÓN EMPÍRICA A LA RELACIÓN ENTRE CRECIMIENTO ECONÓMICO Y MEDIO AMBIENTE: LA CURVA DE KUZNETS AMBIENTAL	135
2.1. Introducción.....	137
2.2. La Curva de Kuznets Ambiental (CKA)	139
2.3. Principales conclusiones de los estudios empíricos.....	147
2.3.1. Principales conclusiones de los estudios empíricos sobre la CKA básica.....	147
2.3.1.1. Principales conclusiones sobre la relación entre los indicadores medioambientales y la renta: forma de las curvas estimadas.....	148
2.3.1.2. Principales conclusiones sobre los PC estimados.....	157
2.3.1.3. Conclusiones sobre la robustez de la relación estimada en los estudios CKA	166
2.3.2. Estudios CKA que introducen hipótesis subsidiarias	170
2.3.2.1. La influencia de las instituciones.....	171
2.3.2.2. La influencia de la distribución de la renta.....	171
2.3.2.3. La influencia del comercio internacional	174
2.3.2.4. La influencia de los precios de la energía.....	176
2.4. Críticas a la CKA.....	178
2.4.1. Críticas econométricas.....	178
2.4.2. Críticas conceptuales	182
2.4.3. Críticas de carácter fundamental	187
2.4.4. Valoración global de las críticas.....	188
2.5. Estudios CKA por países.....	191
CAPÍTULO 3.- EXPLICACIONES SUBYACENTES A LA HIPÓTESIS CKA. TÉCNICAS DE DESCOMPOSICIÓN.....	207
3.1. Introducción.....	209
3.2. Explicaciones de primer nivel	210
3.3. Explicaciones de segundo nivel.....	213
3.3.1. Efectos no intencionados	215
3.3.2. Efectos intencionados.....	218
3.3.2.1. Factores de los que depende el resultado político: distribución de la renta y del poder	222
3.3.2.2. Expresión de la demanda de calidad ambiental en el mercado.....	226
3.3.2.3. Relación entre la Curva de Kuznets y la Curva de Kuznets Ambiental	227
3.4. Técnicas de descomposición en los factores explicativos de primer nivel.....	230
3.4.1. Descomposición con datos agregados	232
3.4.2. Análisis de descomposición basada en índices.....	236
3.4.3. Análisis de descomposición estructural.....	246
3.4.4. Análisis de descomposición econométricos	250

CAPÍTULO 4.- EMISIONES DE CO ₂ Y EMISIONES DE AZUFRE: CARACTERÍSTICAS DE LOS PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES ASOCIADOS Y ESTIMACIÓN ECONOMETRICA DEL MODELO CKA	261
4.1. Introducción.....	263
4.2. Emisiones de dióxido de carbono y de azufre: fuentes antropogénicas y acuerdos internacionales.....	264
4.2.1. Emisiones de CO ₂	264
4.2.1.1. Efectos y fuentes de las emisiones de CO ₂	264
4.2.1.2. Principales acuerdos internacionales para el control de las emisiones de CO ₂	268
4.2.1.3. Naturaleza del problema medioambiental asociado a las emisiones de CO ₂	273
4.2.2. Emisiones de azufre.....	283
4.2.2.1. Efectos y fuentes de las emisiones de azufre.....	283
4.2.2.2. Principales acuerdos internacionales para el control de las emisiones de azufre	286
4.2.2.3. Naturaleza del problema medioambiental asociado a las emisiones de azufre. Comparación con el caso del CO ₂	290
4.3. La CKA para las emisiones de CO ₂ y de azufre: un estudio con datos de panel.....	298
4.3.1. Análisis y descripción de los datos.....	299
4.3.2. Estimación econométrica del modelo CKA.....	303
4.3.2.1. Modelos econométricos.....	305
4.3.2.2. Análisis de los resultados de la estimación. Comparación de los PC estimados para las emisiones de CO ₂ y de azufre.....	307
4.3.2.3. Análisis de los efectos tiempo resultantes de la estimación CKA	315
4.3.2.4. Principales conclusiones del análisis de la estimación CKA.....	323
CAPÍTULO 5.- ANÁLISIS GRÁFICO POR PAÍSES DE LA RELACIÓN ENTRE EL PIB PER CÁPITA Y LAS EMISIONES DE CO ₂ Y DE AZUFRE	327
5.1. Introducción.....	329
5.2. Análisis gráfico de la relación CO ₂ -PIB.....	330
5.2.1. Países clasificados como Tipo 1	333
5.2.1.1. Países Tipo 1 pertenecientes a la OCDE-94 (Tipo 1-A).....	333
5.2.1.2. Países Tipo 1 pertenecientes a la Europa del Este (Tipo 1-B).....	352
5.2.2. Países clasificados como Tipo 2 y Tipo 3	357
5.2.2.1. Países Tipo 2	357
5.2.2.2. Países Tipo 3	363
5.2.3. Correlación entre el PIB y las emisiones de CO ₂	365
5.2.4. Importancia del nivel de PIB per cápita en la transición de la relación CO ₂ -PIB	367
5.3. Análisis gráfico de la relación azufre-PIB.....	374
5.3.1. Países clasificados como Tipo 1	375
5.3.1.1. Países Tipo 1 pertenecientes a la OCDE-94 (Tipo 1-A).....	375
5.3.1.2. Países Tipo 1 pertenecientes a la Europa del Este (Tipo 1-B).....	385
5.3.2. Países clasificados como Tipo 2.....	389
5.3.3. Correlación entre el PIB y las emisiones de azufre	402
5.3.4. Importancia del nivel de PIB per cápita en la transición de la relación azufre-PIB	404
5.4. Principales conclusiones del análisis gráfico.....	409

CAPÍTULO 6.- DESCOMPOSICIÓN DE LAS TASAS DE CRECIMIENTO DE LAS EMISIONES DE CO ₂ Y DE AZUFRE	415
6.1. Introducción.....	417
6.2. Descomposición con datos agregados: explicaciones de primer nivel	418
6.2.1. Descripción de la técnica de descomposición y de los datos utilizados	418
6.2.2. Descomposición con datos agregados para el periodo 1973-1999.....	424
6.2.2.1. Resultados de la descomposición	425
6.2.2.2. Crecimiento de las emisiones de CO ₂ y de azufre en el periodo 1973-1999 ...	427
6.2.2.3. Explicaciones de primer nivel sobre el crecimiento de las emisiones de CO ₂ en el período 1973-1999	432
6.2.2.4. Explicaciones de primer nivel sobre el crecimiento de las emisiones de azufre en el período 1973-1999.....	436
6.2.3. Descomposición con datos agregados por subperiodos	440
6.2.3.1. Resultados de la descomposición	440
6.2.3.2. Análisis de los resultados de la descomposición por subperiodos de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO ₂	447
6.2.3.3. Análisis de los resultados de la descomposición por subperiodos de la tasa de decrecimiento de las emisiones de azufre.....	455
6.2.4. Conclusiones de la descomposición con datos agregados	469
6.3. Descomposición econométrica	476
6.3.1. El impacto de los precios de la energía	477
6.3.2. El efecto de la energía nuclear.....	483
6.3.3. Estimación del modelo para la descomposición econométrica.....	488
6.3.4. Conclusiones de la descomposición econométrica.....	500
CONCLUSIONES.....	503
APÉNDICES	533
BIBLIOGRAFÍA.....	557

Introducción

El incremento de los problemas medioambientales (cambio climático, acidificación, desertificación, pérdida de biodiversidad, contaminación de las aguas, etc.) ha encendido la luz roja de alarma y ha obligado a los investigadores y a los políticos a plantearse la posibilidad de que el deterioro y agotamiento de los recursos naturales, fruto de un crecimiento descontrolado, pueda llegar a suponer un freno al propio crecimiento económico e incluso pueda llegar a poner en peligro la supervivencia de la especie humana.

El aumento de la población mundial y de sus necesidades amplía constantemente las dimensiones del sistema económico global ejerciendo así una presión cada vez mayor sobre el medio ambiente natural con consecuencias impredecibles. Es por ello que, desde varias disciplinas, y entre ellas desde la propia Economía, se han levantado voces en defensa de una revisión de los objetivos, sistemas de gestión y toma de decisiones que caracterizan a los modelos de desarrollo económico actuales. A este respecto, resulta muy gráfica la propuesta de Boulding (1989) sobre la necesidad de una transformación en nuestra gestión de la economía global que debería transitar desde la “economía del vaquero” –la de las llanuras extensas y casi ilimitadas en la que ni la disponibilidad de los recursos ni la eliminación de los residuos supone un problema– hacia la “economía del hombre del espacio” –en la que la mejora de la calidad de vida debe sustentarse sobre la minimización tanto del uso de los recursos como de la producción de residuos, precisamente como se actúa en el universo limitado de una nave espacial.

Algunas pruebas de que nuestros modelos actuales de desarrollo pueden estar presionando excesivamente sobre el ecosistema global son los síntomas de la insostenibilidad ambiental que hemos recogido en el Cuadro I.

Aunque no lo hemos incluido en la tabla, no debemos ignorar la *presión demográfica* en tanto que fenómeno socioeconómico de fondo que presiona sobre los recursos renovables y no renovables y que, por lo tanto, contribuye a acelerar la dinámica de los restantes problemas medioambientales.

Si prestamos atención al contenido del Cuadro I, podemos obtener alguna información adicional sobre la naturaleza del problema y sobre las pautas de comportamiento que lo generan.

Por un lado, podemos comprobar que algunos de los más importantes problemas medioambientales tienen carácter global: el cambio climático, el adelgazamiento de la capa de ozono, la extinción de especies, la deforestación o el agotamiento de recursos no renovables. Esto implica que, independientemente de donde se genere el problema, tarde o temprano afectará a toda la humanidad. Además, también puede observarse la interconexión existente entre algunos de los principales síntomas de insostenibilidad. Por ejemplo, la deforestación favorece la degradación del suelo, la extinción de especies y el cambio climático.

Por otro lado, los principales problemas no se centran en los recursos no renovables, limitados por definición, sino que parecen haberse desplazado hacia los recursos renovables. Aunque la idea de renovabilidad parece relacionada con un uso indefinido, lo cierto es que la gran presión que se está ejerciendo sobre los sistemas naturales por encima de su capacidad regenerativa, exigiéndoles cada vez más (no sólo para que proporcionen más recursos sino para que absorban más residuos), está degradando su capacidad productiva y no puede descartarse la posibilidad de que conduzcan a un colapso del ecosistema¹. Por el contrario, la limitación de los recursos no renovables ha favorecido la aplicación de una serie de medidas y avances tecnológicos que permiten progresivamente una menor dependencia de dichos recursos.

¹ “En suma, los ecosistemas explotados por el hombre pueden perder su equilibrio dinámico al ser contaminados o explotados en exceso. (...) La codicia y el deseo de dominación, ambas miopes, nos están llevando al desastre ecológico en escala planetaria. Pero este desastre puede evitarse con ayuda de la ciencia y de la técnica, siempre que se cree la voluntad política de utilizarlas con ese fin” (Bunge, 1989, p. 170).

Cuadro I.- Síntomas de insostenibilidad ambiental

PROBLEMA	PRINCIPALES AGENTES ANTROPOGÉNICOS
CONTAMINACIÓN	
Cambio climático (Aire) (global)	Emisión de CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , CFCs (y HFCs), O ₃ (troposférico) Deforestación
Disminución de la capa de ozono (Aire) (global)	Emisión de CFCs y HCFCs y de bromuros de metilo
Acidificación (Aire) (continental)	Emisión de SO ₂ , NO _x , NH ₃ , O ₃ (troposférico)
Contaminación del aire urbano	Benceno, metales pesados, NO ₂ , ozono troposférico, partículas, SO ₂
Sustancias tóxicas y peligrosas (Aire, agua, suelo) (continental)	Metales pesados, hidrocarburos, pesticidas, organoclorados, monóxido de carbono
AGOTAMIENTO DE RECURSOS RENOVABLES	
Amenazas contra la biodiversidad/ Extinción de especies (global)	<ul style="list-style-type: none"> - Introducción de especies foráneas - Destrucción del hábitat por cambios en el uso del suelo (deforestación, fragmentación, plantaciones monoespecíficas, urbanización, infraestructuras) y por degradación del suelo - Caza - Actividad pesquera insostenible - Contaminación (incluida la acidificación y la eutrofización), especialmente en las áreas acuáticas - Cambio climático (posible) - Agotamiento del ozono (en el futuro)
Deforestación (global, regional)	<ul style="list-style-type: none"> - Cambios en el uso del suelo (agricultura, pastoreo, urbanización, infraestructuras) - Explotación insostenible - Cambio climático (posible en el futuro)
Degradación del suelo/ desertificación ² (regional, nacional)	<ul style="list-style-type: none"> - Agricultura insostenible - Erosión - Urbanización e infraestructuras - Contaminación - Cambio climático (posible en el futuro)
Presión sobre los recursos hídricos (regional, nacional)	<ul style="list-style-type: none"> - Uso insostenible - Contaminación por vertidos de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas y por lodos residuales contaminados - Cambio climático (posible en el futuro)
AGOTAMIENTO DE RECURSOS NO RENOVABLES	
Agotamiento de varios recursos (global, nacional)	
OTROS PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES	
Residuos	
Contaminación acústica	
Liberación de organismos modificados genéticamente	
Riesgos naturales o tecnológicos	

FUENTE: Ekins (1994, p. 28) y elaboración propia.

² Como precisa Azqueta (2002, p. 10): “Se suele entender por *desertificación*, neologismo que no aparece en el Diccionario de la lengua española, el proceso físico-geológico de transformación del suelo en desierto, mientras que *desertización* se reserva para el proceso de abandono de la población en un territorio dado”.

Por último, aunque tradicionalmente parece haberse responsabilizado del deterioro medioambiental a los modelos de producción y consumo, despilfarradores de recursos naturales, de los países industrializados, un repaso al Cuadro I nos permite apreciar que también la pobreza en la que vive una gran parte de la población mundial (unida al crecimiento demográfico) presiona insosteniblemente sobre los recursos naturales, especialmente sobre los renovables³.

Los pobres dependen directamente de los recursos naturales para su supervivencia. Aunque esto ha sido siempre así, lo cierto es que los aumentos continuados en la población llevan a una explotación cada vez mayor e insostenible de los recursos disponibles. Pero a esto es necesario unir también los nuevos patrones de consumo de recursos y de emisión de residuos de las áreas urbanas e industrializadas de los países del Sur, que no sólo imitan a los modelos despilfarradores del Norte sino que, al disponer de tecnologías menos eficientes, emiten gran cantidad de residuos sin tratar. Esto redunda en una peor situación para los pobres que ven deteriorarse sus medios de subsistencia (por ejemplo, por emisiones de residuos sin tratar a las aguas), intensificándose así la presión sobre los recursos. Las migraciones son una de las consecuencias de esa escasez de recursos (Instituto de Recursos Mundiales, 1996).

Es por ello que la erradicación de la pobreza ha pasado a convertirse en una piedra angular del desarrollo sostenible global. Pero el crecimiento económico necesario para combatir esa pobreza requiere recursos naturales y, por lo tanto, aumentaría la presión sobre el ecosistema global. Los problemas de deterioro ambiental y de disponibilidad de recursos se agravarán cuando los países del Sur se industrialicen y exijan su derecho a utilizar los recursos del planeta.

La compatibilidad entre el crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental es uno de los debates que aún siguen abiertos en el seno de la ciencia económica. La razón de las divergencias está, como tendremos ocasión de exponer en este trabajo, en los supuestos que cada uno de los enfoques establece sobre las posibilidades de sustitución entre el capital natural y el capital manufacturado.

³ “Las dos causas principales de la degradación ambiental son la pobreza continua de la mayoría de los habitantes del planeta y el consumo excesivo por parte de la minoría. Esta tendencia es insostenible y la postergación de la adopción de medidas ya no es una opción viable. (...) especialmente en muchas partes del mundo en desarrollo, la pobreza, sumada al rápido crecimiento demográfico, está causando una degradación generalizada de los recursos renovables, principalmente de los bosques, suelos y el agua” (PNUMA, 2000, pp. 2-3).

OBJETO Y ESTRUCTURACIÓN DE LA PRESENTE MEMORIA DOCTORAL

Al debate teórico sobre la posibilidad de compatibilizar el crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental se han sumado desde principios de la década de los noventa una serie de trabajos empíricos dirigidos a contrastar la hipótesis conocida como Curva de Kuznets Ambiental (en adelante CKA) la cual sugiere que la relación entre la renta per cápita y la degradación medioambiental podría representarse por una U invertida, de forma que el deterioro ambiental mantendría una relación creciente con la renta hasta alcanzar un nivel crítico de ingreso per cápita a partir del cual los incrementos de la renta irían acompañados de mejoras en la calidad medioambiental.

Pues bien, nuestra investigación aborda el análisis de las posibles causas que pueden explicar la dinámica de la relación entre la renta y los indicadores medioambientales como la que postula la hipótesis de la CKA. En efecto, el hecho de que el deterioro medioambiental no crezca al mismo ritmo que el PIB (parte decreciente de la curva), puede ser analizado desde dos niveles.

El primer nivel tendría un carácter fundamentalmente descriptivo de los acontecimientos económicos que generan ese comportamiento. Estos acontecimientos pueden agruparse en tres efectos: efecto escala, efecto composición y efecto tecnológico. Por el efecto escala, el crecimiento de la actividad económica debería producir, *ceteris paribus*, un incremento proporcional de las emisiones contaminantes. Por lo tanto, si el crecimiento de la actividad económica va acompañado de un menor crecimiento de las emisiones se debe a que están operando otros efectos —el efecto composición y/o el efecto tecnológico— que han compensado parcial o totalmente el efecto escala. El efecto composición (también denominado efecto estructura) recogería los aumentos o disminuciones en las emisiones debidas a una variación en la composición sectorial de la producción, permaneciendo el resto constante. El efecto tecnológico recogería las variaciones en las emisiones provocadas por los cambios en la tecnología, permaneciendo los demás efectos constantes.

El segundo nivel analizaría las condiciones económico-sociales que deben concurrir para que se produzcan esos acontecimientos, esto es, qué condiciones favorecen conductas cuyo resultado sea que el efecto composición y el efecto tecnológico com-

pensen parcial o totalmente el efecto escala. Que el efecto composición y el efecto tecnológico lleguen a compensar el efecto escala puede ser el resultado tanto de actuaciones intencionadas como de actuaciones no intencionadas. Vogel (1999, p. 26 y ss.) diferencia entre los efectos composición y tecnológico que suceden de forma no intencionada, esto es, como efectos colaterales que de forma natural o accidental acompañan al crecimiento económico provocando menores emisiones, y los efectos composición y tecnológico que son el resultado de medidas deliberadamente adoptadas para mejorar la calidad medioambiental y, por tanto, intencionados.

El supuesto implícito en la hipótesis de la CKA es que la forma de U invertida se produciría como consecuencia de la existencia de factores intrínsecos al proceso de crecimiento económico que permitirían la aparición de efectos composición y tecnológicos (tanto intencionados como no intencionados) que actuarían compensando el efecto escala. El corolario es obvio: si esa relación en forma de U invertida se debiera a factores exógenos —no relacionados con el proceso de crecimiento económico— no se cumpliría, por lo tanto, dicha hipótesis.

Dicho esto, precisemos que el objeto de nuestra investigación doctoral consiste en analizar, desde una perspectiva empírica, si, en los casos en los se ha detectado una relación en forma de U invertida, se ha debido a factores intrínsecos al proceso de crecimiento económico —y, por lo tanto, obedecería a lo predicho por la hipótesis CKA— o, alternatively, ha sido la consecuencia de factores exógenos. *A priori* no parece tan claro que el hecho de haber alcanzado un nivel de renta elevado sea una condición ni necesaria ni suficiente para garantizar una mejora en cualquier indicador medioambiental. La duda surge porque, como veremos, aunque el proceso de crecimiento económico puede crear algunas condiciones que facilitarían comportamientos que pudieran conducir a la mejora de los indicadores medioambientales, lo cierto es que estaríamos en presencia de externalidades medioambientales. Por lo tanto, si no existe algún mecanismo a través del cual los damnificados por la externalidad puedan expresar su demanda de calidad ambiental, no resulta evidente que vayan a llevarse a cabo las actuaciones necesarias para que pueda corregirse la externalidad, independientemente del nivel de renta logrado.

Para llevar a cabo nuestro estudio hemos seleccionado dos indicadores de presión medioambiental, las emisiones atmosféricas de dióxido de carbono y las de azufre,

para comprobar si en esos casos se observa una relación entre la renta y el indicador medioambiental que describa una curva con forma de U invertida. Se han seleccionado estos dos indicadores por dos razones: primera, porque son para los que se dispone de series temporales más largas de datos; y, segunda, porque se trata de dos contaminantes con características diferenciadas ya que, a pesar de estar ambos tipos de emisiones generados mayoritariamente por el uso de combustibles fósiles, los efectos de las emisiones de dióxido de carbono tienen una naturaleza global y afectarán fundamentalmente a las futuras generaciones mientras que los efectos de las emisiones de azufre están más localizados y son ya padecidos por las generaciones actuales. Es importante tener en cuenta las características de cada indicador medioambiental pues los resultados pueden estar condicionados por la elección del indicador.

Por otra parte, nuestro trabajo prioriza el análisis de lo sucedido en países individuales. Hemos optado por esta alternativa debido a que algunas de las críticas formuladas a los estudios econométricos sobre la CKA sugieren que es bastante probable que un modelo CKA global único, en su forma reducida, esté mal especificado puesto que intenta imponer CKAs isomorfas a países con experiencias diferentes. Es por ello que puede resultar útil conocer los rasgos comunes que comparten los contaminantes y países donde las emisiones decrecen y la renta sigue aumentando (Harbaugh *et al*, 2002).

Así pues, esa será la preocupación central de nuestra investigación. No obstante, consideramos pertinente realizar una comparación previa: estimaremos el modelo CKA convencional con los datos disponibles lo que nos permitirá cotejar nuestros resultados con los correspondientes a otros estudios que utilizan los mismos indicadores.

El siguiente paso consistirá en desarrollar un análisis por países, en el que seleccionaremos los indicadores y los países en los que se observa una trayectoria con forma de U invertida y, acto seguido, trataremos de detectar si se han producido acontecimientos políticos o económicos que, al margen del proceso de crecimiento económico, pudieran explicar la inflexión en la curva.

En un tercer paso, realizaremos un análisis de descomposición del crecimiento de las emisiones en sus factores causales de primer nivel por países, para estudiar qué

comportamientos comunes podrían haber favorecido que el crecimiento económico se haya visto acompañado de una disminución en las emisiones contaminantes.

Consecuentemente, he aquí la estructura expositiva de la investigación.

En el Capítulo 1, expondremos diferentes visiones, desde varias perspectivas económicas, sobre la compatibilidad entre el crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental en el marco del objetivo desarrollo sostenible. Como paso previo, comenzamos presentando las bases conceptuales y metodológicas que diferencian a los principales enfoques que tratan de incorporar el medio ambiente en la Economía, bases que, como tendremos oportunidad de comprobar, condicionan su concepción del propio objetivo desarrollo sostenible y de la relación entre las diferentes dimensiones que lo integran, especialmente la relación entre la dimensión económica y la dimensión ecológica.

En el Capítulo 2, nos centraremos en la revisión de la literatura empírica sobre la hipótesis de la CKA. Recogeremos sus principales conclusiones y las críticas más relevantes que se han vertido sobre aquella.

En el Capítulo 3, profundizaremos en las razones tanto de primer como de segundo nivel que podrían explicar un comportamiento compatible con la hipótesis CKA. Estudiaremos si esas razones son suficientes para garantizar la relación entre la renta y el indicador medioambiental que predice la hipótesis CKA. En este capítulo describiremos también las diferentes técnicas de descomposición de la tasa de crecimiento del indicador medioambiental en sus factores causales de primer nivel.

En el Capítulo 4, estudiaremos las características, similitudes y diferencias existentes entre los dos indicadores medioambientales en los que se va a basar nuestro estudio empírico que, como ya hemos mencionado, son las emisiones de CO₂ y las emisiones de azufre. En este capítulo incluimos también, con carácter de estudio preliminar, la estimación econométrica del modelo CKA con ambos indicadores como variables dependientes. Compararemos los resultados de las estimaciones obtenidos para cada tipo de emisiones y también con los de otros estudios que han utilizado los mismos indicadores.

En el Capítulo 5, llevaremos a cabo un análisis gráfico de la relación entre el PIB per cápita y las emisiones per cápita por países. Ello nos permitirá clasificar los países

en función de la curva trazada por dicha relación, seleccionar aquellos en los que tiene forma de U invertida y detectar si en ellos los puntos críticos (a partir de los que la curva entra en la fase descendente) coinciden con acontecimientos políticos o eventos históricos que puedan haber influido en ese cambio en la trayectoria.

En el Capítulo 6, aplicaremos la descomposición con datos agregados para detectar los factores de primer nivel a los que puede deberse la disociación entre el crecimiento de las emisiones y el crecimiento del PIB en aquellos casos en los que se haya producido. Estudiaremos las similitudes y diferencias en esos factores no sólo entre países sino también entre contaminantes. Aplicaremos después la misma técnica de descomposición en diferentes subperiodos que se acotarán en función de los acontecimientos y eventos políticos que se hayan valorado como influyentes en el Capítulo 5 con el fin de determinar con más precisión su papel en la relación entre el crecimiento de las emisiones y el del PIB. Por último, completaremos el análisis de este capítulo con una descomposición econométrica del crecimiento de las emisiones. El objeto de introducir esta descomposición econométrica es el de poder estimar la influencia de los precios de la energía en la evolución de dos contaminantes cuyo origen está en el uso de combustibles fósiles.

Y como es de rigor en una investigación de esta naturaleza, procederemos finalmente a establecer las conclusiones más relevantes de la misma.

Permítasenos agregar, antes de abordar el contenido del Capítulo I, que consideramos procedente precisar el alcance conceptual de los términos que siguen, puesto que serán utilizados a lo largo del presente trabajo.

♦ *Definición de medio ambiente.* No es tarea fácil definir lo que es el medio ambiente ya que, como se señala en el *Diccionario de la Naturaleza* (Espasa-Calpe, 1993): “El término medio ambiente es joven, complejo y subjetivo, por lo cual presenta dificultades en su definición y uso posterior” (p. 368). Este diccionario recoge de otros textos una serie de definiciones que clasifica en definiciones amplias, definiciones parciales y definiciones sistémicas. Ahora bien, como se señala en el mismo, una característica común a todas ellas es que el medio ambiente se define en relación con otra entidad (se trata siempre del ambiente de algo o de alguien).

Desde la perspectiva humana, consideramos representativa una de las definiciones que recoge Hajek⁴ de medio ambiente: un “conjunto interactuante de sistemas naturales, construidos y socioculturales que se está modificando históricamente por la acción humana y que rige y condiciona todas las posibilidades de vida en la tierra, en especial la humana, al ser su hábitat y fuente de recursos”.

Esta definición resalta explícitamente el carácter condicionante sobre la vida humana del medio ambiente en la medida en que conforma su hábitat y su fuente de recursos. Debemos, aún así, hacer una matización, puesto que al especificar que ese conjunto de sistemas “se está modificando históricamente por la acción humana”, parece estar olvidando que las actuaciones humanas no son la única fuente de la evolución. En realidad se trata de sistemas que coevolucionan, de forma que los cambios experimentados por cualquiera de ellos afectan al resto.

La clasificación que esta definición ofrece de los sistemas que conforman el medio ambiente (sistemas naturales, sistemas construidos y sistemas socioculturales) permite distinguir, correlativamente, tres componentes del medio ambiente: el medio ambiente natural, el medio ambiente construido y el medio ambiente social. En este sentido, Hajek⁵ define el medio ambiente natural como “aquel componente [del medio ambiente] en que los elementos se dan naturalmente, sin intervención humana”; el medio ambiente cons-

⁴ En http://www.ecolya.cl/paginas/oikosprof_conceptos1.htm (consulta 11/12/06).

⁵ Hajek incluye además una lista de los componentes del medio ambiente natural y del medio ambiente construido extraídas de Sergio Montenegro A. (ed.) (1988): *Principios para una Política Ambiental*, Comité de Ciencias Ambientales (CONICYT), Santiago de Chile. El medio ambiente natural incluiría los siguientes componentes: a) el aire, la atmósfera y el espacio exterior; b) las aguas en cualquiera de sus estados físicos, sean límnicas (dulces), estuariales o marinas, continentales o marítimas, superficiales o subterráneas, corrientes o detenidas; c) La tierra, el suelo y el subsuelo, incluido lechos, fondo y subsuelo de los cursos o masas de agua, terrestres o marítimas; d) la flora terrestre o acuática, nativa o exótica, en todas sus entidades taxonómicas; e) la fauna terrestre o acuática, salvaje, doméstica o domesticada, nativa o exótica, en todas sus entidades taxonómicas; f) la microflora y la microfauna de la tierra, el suelo, subsuelo, de los cursos o masas de agua y de los lechos, fondos y subsuelo, en todas sus entidades taxonómicas; g) la diversidad genética y los factores y patrones que regulan su flujo; h) las fuentes primarias de energía; i) las pendientes topográficas con potencial energético; j) las fuentes naturales subterráneas de calor que, combinadas o no con agua, puedan producir energía geotérmica; k) los yacimientos de sustancias minerales metálicas y no metálicas, incluidas las arcillas superficiales, las salinas artificiales, las covaderas y arenas, rocas y demás materiales aplicables directamente a la construcción; l) el clima y los elementos y factores que lo determinan; m) los procesos ecológicos esenciales, tales como fotosíntesis, regeneración natural de los suelos, purificación natural de las aguas y el reciclado espontáneo de los nutrientes; y n) los sistemas ambientales en peligro, vulnerables, raros, insuficientemente conocidos y las muestras más representativas de los diversos tipos de ecosistemas existentes en el país.

truido “comprende el ambiente modificado por los seres humanos (artificializado)” y el medio ambiente social “comprende a los humanos organizados en sociedad”.

A lo largo de nuestro trabajo, el término medio ambiente, o simplemente ambiente, se identifica con el medio ambiente natural. Consideramos que es al medio ambiente natural al que se refiere la literatura económica al utilizar la expresión medio ambiente, en unos casos analizando la interacción entre los sistemas naturales y el sistema económico, en otros casos estudiando la interrelación entre el proceso económico y componentes específicos del medio ambiente natural sin tomar en consideración sus características sistémicas.

♦ *Definición de contaminación.* También el concepto contaminación se nos presenta diversamente definido. Según el anteriormente citado *Diccionario de la Naturaleza*, el sustrato común a todas ellas podría expresarse así: “liberación artificial en el medio ambiente, de sustancias o energía, que causa efectos adversos sobre el hombre o sobre el medio, directa o indirectamente” (p. 147).

Aunque, en general, como acabamos de recordar en la definición anterior, la contaminación está asociada a la emisión de sustancias o energía, en algunas ocasiones a lo largo de nuestro trabajo nos resultará de interés adoptar una definición más amplia como la que propone Vogel (1999): “(...) todas las consecuencias no deseadas de la interferencia humana con el medio ambiente incluyendo los efectos barrera debidos a la construcción de carreteras, la pérdida de biodiversidad derivada de la deforestación, o la erosión del suelo y desertificación consecuencia de la conversión del suelo” (p. 4). De esta definición se deduce que la construcción de carreteras, la deforestación y la erosión del suelo son formas de “emisiones”.

♦ *Definición de recursos naturales, capital natural y funciones medioambientales.* Así pues, en consonancia con las definiciones anteriormente seleccionadas, el proceso económico no empieza en la producción ni termina en el consumo sino que se inicia con la extracción de recursos naturales y finaliza con la emisión de residuos energéticos y materiales⁶.

⁶ Los residuos en forma de energía no disponible no pueden reciclarse y acaban provocando calentamiento térmico, mientras que algunos residuos materiales sí pueden reciclarse pero necesitan para ello cantidades cada vez mayores de energía disponible, como veremos en el Capítulo 1.

Por otra parte sabemos que, en un sentido estrictamente convencional, todo proceso productivo se caracteriza, para una tecnología dada, por la utilización de ciertos *inputs*: equipo capital, factor trabajo y las cantidades requeridas de recursos naturales en tanto que “materias primas” todos ellos destinados, mediante la correspondiente función de producción, a la obtención del *output* programado. Ahora bien, dado el contexto argumental de nuestro trabajo, consideramos adecuado trascender las restricciones impuestas por la tríada factorial ortodoxa. Estamos, más bien, ante tres tipos de “capital”: el ya mencionado equipo material físico o bienes de producción producidos, el capital humano (incorporando el factor trabajo, sin perjuicio de su cuantificación en horas-hombre), y el capital natural, cuya instrumentación interesa prioritariamente aquí⁷. En efecto, Bergh (1996, p. 62) define a los recursos naturales en tanto que “los componentes medioambientales que proporcionan bienes y servicios en apoyo a las actividades socio-económicas, y los cuales dependen para su distribución y abundancia de procesos naturales (físicos, biológicos, ecológicos, etc.)”.

Obsérvese que esta definición relaciona los recursos naturales propiamente dichos con las funciones medioambientales que los mismos proporcionan. Mientras que aquellos constituyen un *stock*, los segundos se identifican con flujos de bienes y servicios de ellos derivados.

Pues bien, los recursos naturales, en tanto que *stock*, pueden ser considerados como *capital natural*, en sus dos acepciones conocidas: capital natural renovable y no renovable⁸. Y, por su parte, las funciones medioambientales pueden ser sumariamente

⁷ No es ocioso recordar que ya Schumpeter –por lo demás, como puntualiza Olariaga (1988, p. 188), reacio a establecer un concepto omnicompreensivo de la categoría capital, o sea, unitario y apto para todos los fines–, nos propuso que para su definición *in extenso* y “con el objeto de abrimos camino más allá de las generalizaciones más áridas, tomemos de nuestra visión de la realidad ...(...)...determinadas necesidades y determinados deseos, un determinado horizonte tecnológico, determinados *factores ambientales, como la tierra* y un personal de concretas cualidades y clases y un fondo de bienes producidos con los cuales arrancar” (Schumpeter, 1971, p. 699; cursiva nuestra). O sea, las tres clases de capital a las que nos referimos en el texto.

⁸ Jiménez Herrero (1996) presenta una clasificación de los recursos naturales atendiendo principalmente a la escala y al grado de irreversibilidad desde la perspectiva del desarrollo sostenible. Distingue así entre (Jiménez Herrero, 1996, p. 148): “a) *Recursos globales o bienes y servicios ambientales* (sistemas globales, sistema climático, ciclos biogeoquímicos, atmósfera, mares, diversidad biológica). Sus principales características son su *esencia vital* y su *función soporte*, su *irreversibilidad* y la *difícil evaluación económica*. b) *Recursos naturales no renovables* (minerales, combustibles y algunas especies en extinción). Alto grado de irreversibilidad (agotamiento) con valoración aproximada en los productos comercializables y poco factible en el caso de la vida salvaje. c) *Recursos naturales renovables* (bosques, ríos, humedales, suelos). De forma aproximada, la destrucción y el deterioro cualitativo pueden ser parcialmente reversibles y evaluadas en términos económicos (por ejemplo, la erosión severa es prácticamente irreversible y escasamente monetizable)”.

clasificadas como sigue (Ekins, 1994, p. 32)⁹: provisión de recursos para la actividad humana, absorción de residuos de la actividad humana y provisión de servicios medioambientales interdependientemente o independientemente de la actividad humana.

Como señala Ekins, hay dos, de las tres funciones medioambientales antes citadas, que estarían directamente relacionadas con los procesos de producción: la provisión de recursos y la absorción de residuos generados tanto en el propio proceso de producción como en el consumo. Es necesario subrayar que la capacidad de regeneración y asimilación del medio natural es también un recurso natural utilizado en los procesos productivos. El tercer grupo de funciones medioambientales citado, aunque no influye directamente en el proceso de producción, puede considerarse incluso la más importante ya que estaría incluyendo funciones que son necesarias para la propia supervivencia de la especie humana.

El sistema natural, en tanto que soporte para la vida del planeta, es algo más que un mero proveedor de recursos económicos, por lo que el interés por gestionar el medio ambiente natural va más allá del exclusivamente económico tradicionalmente considerado. La gestión adecuada del capital natural requiere tener en cuenta las diferentes funciones que desempeña para no deteriorarlas. El crecimiento económico no debe basarse en la “descapitalización natural”.

Nos enfrentamos, por tanto, a nuevos retos que requieren nuevas soluciones. Como destaca Erias (2003, p. 23): “el tratamiento de los problemas de carácter ambiental, desde la vertiente económica o desde cualquier otra óptica, constituye, sin duda alguna, uno de los asuntos de futuro más relevantes en los comienzos del siglo XXI”.

⁹ Existen clasificaciones más detalladas de las funciones medioambientales. Como ejemplo podemos citar la que presenta Bergh, (1996, p. 62), tomando la clasificación desarrollada por De Groot (1992). En esta clasificación se distinguen las siguientes funciones: *funciones de producción*, tanto producción de recursos, renovables y no renovables, que se utilizan para generar un flujo positivo de bienes y servicios como producción de un hábitat en el cual pueden actuar las sociedades humanas; *funciones de regulación*, esto es, de recepción de sustancias y organismos emitidos por las sociedades humanas (purificación y absorción); proporcionando entornos naturales para el descanso y el disfrute, desempeñando funciones de *funciones de soporte (carrier)*, estabilización y regulación medioambiental y proporcionando medios o limitaciones a la comunicación entre sociedades; y, *funciones de información*, que se refieren básicamente al beneficio psicológico o intelectual que puede proporcionar a los humanos el hecho de saber que existe. Ahora bien, según Ekins (1994) su clasificación no es contradictoria con la de De Groot, ya que la provisión de recursos se correspondería ampliamente con la función de producción, pero también incluiría algunas funciones de soporte; la función de absorción se correspondería con las funciones de regulación y la provisión de servicios incluiría las funciones de información y algunas de las de soporte.

Capítulo 1

***Desarrollo sostenible y crecimiento económico:
principales enfoques económicos
sobre la relación entre medio ambiente y economía
y sobre la compatibilidad entre
desarrollo sostenible y crecimiento económico***

Capítulo 1

Desarrollo sostenible y crecimiento económico: principales enfoques económicos sobre la relación entre medio ambiente y economía y sobre la compatibilidad entre desarrollo sostenible y crecimiento económico

1.1. INTRODUCCIÓN

A pesar de la interrelación existente entre el proceso económico y su medio ambiente natural, la Ciencia Económica parece haberse construido de espaldas a esa evidencia. Resulta en este punto interesante el trabajo realizado por Naredo (1987) recogiendo y analizando el proceso de formación y posterior asentamiento de algunas de las categorías esenciales en la formulación del pensamiento económico convencional.

Naredo recuerda como, a raíz de la que denomina “ruptura posfisiocrática”, comienza a producirse la separación entre la naturaleza y la conformación del objeto de estudio de la Economía heredado de Robbins (1935)¹. Para los fisiócratas, nociones tan importantes como las de *producción* y *riquezas* están indisolublemente asociadas con el medio físico, idea que expone con claridad Naredo (1987, p. 84) cuando explica que: “viendo que en la

¹ Por supuesto que en el seno de la corriente dominante contamos con propuestas que trascienden el reduccionismo de este último autor. Dos ejemplos significativos: Samuelson (1961, p. 5) y Lipsey (1980, p. 66).

agricultura se generaba un excedente de productos después de reponer los medios necesarios para su obtención, los fisiócratas la consideraron como la actividad productiva por excelencia, aun cuando dieron el carácter de tales a todas las actividades encaminadas a obtener aquellas producciones de la tierra consideradas de utilidad para los hombres. En consecuencia con ello la minería, como también la pesca, encabezan junto con la agricultura las actividades productivas incluidas por Quesnay en su famoso *Tableau économique*. Actividades entre las que no se incluyen las de los industriales o artesanos porque se consideraba que estos podían modificar la materia pero no *producirla* como era el caso de la agricultura, la minería o la pesca². El hombre puede intervenir en el acrecentamiento del producto neto (excedente) a través del trabajo (por supuesto, en actividades productivas) pero siempre sometido a las limitaciones que impone la naturaleza. El concepto de producción de los fisiócratas se basa en una visión física de generación neta de valor de uso y pierde su sentido si se trata de enfocar desde el punto de vista de los valores de cambio (Naredo, 1987, p. 105).

Es con los autores clásicos cuando comienza a deslindarse el universo económico del mundo físico, proceso que culminará con los marginalistas en el s. XIX. Las nociones de producción y de riquezas comienzan con los clásicos a desvincularse de lo físico y a situarse en la esfera de lo social. El trabajo, y no la tierra, se convierte en el motor de la producción y de la creación de riquezas y, como señala Naredo (1987, p. 99), “Smith no consideraba el trabajo como posible productor de materia, sino de valor (de cambio) categoría esta eminentemente social pues sólo se concibe como fruto de relaciones entre individuos”. Esta idea será común entre los autores clásicos pero pueden percibirse aún influencias fisiocráticas en algunos de los autores, como es el caso del propio Adam Smith que considera el trabajo agrícola más productivo que el trabajo industrial o comercial porque en el trabajo agrícola a lo producido por el hombre se añade lo aportado por la naturaleza (Naredo, 1987, p. 93).

Como expone Naredo, aunque los clásicos dan los primeros pasos para separar el mundo económico del mundo físico no dan el paso definitivo hacia la creencia en el po-

² En relación con el carácter productivo de la minería, apunta Naredo (1987, p. 83) que en la época de Quesnay aún se mantenía vivo el afán de acelerar también el crecimiento de los minerales imitando los procesos seguidos por la naturaleza.

sible crecimiento ilimitado de la producción y la riqueza. Esto se debe, especialmente, al carácter diferencial que conceden a la tierra entre el resto de los recursos naturales. La tierra, para los clásicos, no es ilimitada y además está sometida a la ley de los rendimientos decrecientes con el consiguiente impacto sobre el crecimiento de la población y la posibilidad de alcanzar un estado de estancamiento. De esta forma, el acrecentamiento ilimitado de las riquezas se encuentra con un límite físico. Serán los autores neoclásicos, a finales del S. XIX y principios del XX, los que supriman estas trabas en su concepción del mundo económico. Es así como la idea de escasez que desarrollan y que hace referencia a una escasez relativa –pues depende de las necesidades que los individuos tengan de determinados bienes y, por tanto, se define independientemente del tiempo histórico– constituye el paso definitivo para deslindar la producción y las riquezas de las limitaciones del mundo físico y ubicarlas exclusivamente en el ámbito de lo social³.

Así pues, el objetivo primordial de los autores marginalistas es hacer de la Ciencia Económica una ciencia positiva, libre de juicios de valor, que la convierta en un campo científico parangonable en rigor y objetividad a las ciencias de la naturaleza. Tratan así de desarrollar principios y categorías abstractos, universales y liberados de toda subjetividad sobre los que apoyar todo el edificio teórico de la Ciencia Económica.

Por tanto, una vez deslindado definitivamente el universo económico de las limitaciones impuestas por el mundo físico, unido a una fe casi ciega en el progreso científico y tecnológico y a la creencia en la inagotabilidad de los recursos naturales, no hay nada que impida creer en la posibilidad de una expansión ilimitada de la riqueza social y convertir al crecimiento continuo de la producción en el principal objeti-

³ Naredo (1987, p. 231 y ss.) analiza en su trabajo las consecuencias del “divorcio” entre la noción subjetiva de escasez, basada en la limitación con respecto a la demanda y, por tanto, guiada por un sentimiento humano puntual, y la escasez objetiva (o absoluta), que hace referencia al carácter físicamente limitado de los recursos de los que dispone el hombre: “(...) la diferencia entre estas dos nociones de la *escasez* ha dado pie a la paradoja de que a medida que la ciencia económica se abrazó más firmemente a la primera de ellas, abandonó por completo la segunda. Cuando la ciencia económica se circunscribió con los neoclásicos a aquel universo de *lo escaso* que Walras había adaptado a la medida de lo *valorable e intercambiable*, es cuando echa por la borda las preocupaciones por las consecuencias económicas derivadas de esa otra escasez física concreta de los recursos que habían sentido desde Malthus hasta Jevons” (p. 232).

vo de la actividad económica, desapareciendo así el fantasma clásico del estado estacionario.

Dicho esto, interesa destacar ahora que los síntomas de deterioro e insostenibilidad medioambiental percibidos en la década de los sesenta provocaron un giro de muchos economistas hacia el medio ambiente⁴. Desde entonces, se ha visto notoriamente incrementado el interés por el análisis de las relaciones entre los procesos económicos y el medio ambiente por parte de autores por lo demás adscritos a las distintas escuelas de pensamiento económico⁵. Ahora bien, dos son los enfoques que han centrado su atención en el análisis de las interrelaciones entre la actividad económica y el entorno natural y es en ellos en los que nos detendremos en el apartado 1.2: la Economía del Medio Ambiente (o Economía Ambiental) y la Economía Ecológica. La primera ofrece un planteamiento revisionista del enfoque económico convencional. La segunda propone cambios conceptuales que la sitúan en un ámbito analítico alternativo diferenciado de este último.

Consecuentemente, estamos ante distintas visiones preanalíticas en el sentido schumpeteriano del término (Schumpeter, 1971, pp. 77-80), lo que lógicamente desemboca en planteamientos teóricos alternativos, sean estos positivos o normativos. En particular: la concepción misma de la categoría desarrollo sostenible; el análisis de la compatibilidad entre este último y el crecimiento económico; y, por último pero no menos importante, la selección y desarrollo posterior de los criterios aplicables para una gestión sostenible de los recursos naturales, cuestiones todas ellas que serán objeto específico de nuestro interés más adelante (apartado 1.3, *infra*).

Veamos a continuación lo esencial de los distintos enfoques teóricos emanados de las correspondientes visiones que los preceden.

⁴ Para una breve pero sugestiva panorámica del estado de la cuestión, cf. “El proceso de crecimiento”, *Información Comercial Española* (1971), nº 455, julio, pp. 55-63; y para una presentación más extensa y rigurosa en el plano analítico, Segura (1971).

⁵ Sirvan como ejemplos representativo los alegatos de O'Connor (1990, 1998) a favor de un “marxismo ecológico”; los trabajos de Ciriacy-Wantrup y Kapp desde el institucionalismo (Aguilera Klink, 1995); y, en el ámbito de la economía evolucionista, las aportaciones de Clark *et al* (1995). Véase también el trabajo de Sachs (1974) en el que proporciona una diáfana aproximación a las principales tendencias ideológicas que se distinguen en las discusiones medioambientales.

1.2. PRINCIPALES ENFOQUES ECONÓMICOS SOBRE LA RELACIÓN ENTRE MEDIO AMBIENTE Y ECONOMÍA: ECONOMÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y ECONOMÍA ECOLÓGICA

1.2.1. LA ECONOMÍA DEL MEDIO AMBIENTE

1.2.1.1. El medio ambiente como un “fallo de mercado”

La Economía del Medio Ambiente⁶ –también conocida como Economía Ambiental– es el resultado de intentar incluir los problemas medioambientales en el marco analítico de la Economía convencional, la cual se desarrollaba sobre una visión del sistema económico ajena al medio natural. La Economía del Medio Ambiente arranca del pensamiento económico convencional pero, por la propia naturaleza de los problemas ambientales, se ve obligada a introducir algunos cambios en el mismo, modificaciones que, sin embargo, no lo alteran en lo sustancial.

El pensamiento económico convencional, siguiendo a Naredo (1987), se asienta sobre la equivalencia entre el universo de lo útil y escaso y el de aquello que tiene valor de cambio, pero dicha equivalencia “sólo puede sostenerse si se adopta el camino tautológico que supone definir como cosas *útiles* y *escasas* aquellas que sean 'valorables e intercambiables' a la vez que se propone al valor de cambio como medida del grado de *uti-*

⁶ En la literatura se distingue entre Economía del Medio Ambiente y Economía de los Recursos Naturales. El flujo de materia y energía del sistema natural al económico sería el objeto de estudio de la Economía de los Recursos Naturales y el flujo de residuos del sistema económico al natural sería el de la Economía del Medio Ambiente. En esta última se incluiría el análisis económico del suministro de bienes públicos medioambientales ya que estos bienes supondrían un uso del sistema natural que compite con su función de receptáculo de residuos (Buñuel González, 1999, p. 10). Por tanto, la Economía de los Recursos Naturales se preocuparía de la asignación intertemporal de los recursos renovables y no renovables, aplicando métodos de control dinámico al análisis de problemas de uso intertemporal de los recursos y, por su parte, los dos principales problemas que caracterizarían a la Economía del Medio Ambiente serían la regulación de actividades contaminantes y la valoración de los servicios medioambientales (Cropper y Oates, 1992, p. 677). Como estos últimos reconocen, la línea divisoria entre estos dos campos es bastante borrosa. En este mismo sentido, Romero (1994, p. 8) puntualiza que “no existe un marco analítico para la economía ambiental y otro para la economía de los recursos, sino un único marco analítico que engloba todos los recursos naturales, incluido el ambiente como un recurso más”; aún así, por razones de costumbre opta por mantener la distinción entre recursos ambientales y naturales.

En el contexto de este trabajo, utilizaremos la denominación Economía del Medio Ambiente (o Economía Ambiental) en un sentido amplio que englobaría a las dos anteriores. Deberá entenderse así como una rama derivada del enfoque económico convencional que aborda los principales problemas relacionados con el uso óptimo de los recursos naturales (considerando la capacidad de asimilación del medio como un recurso más) que son: la asignación de los derechos de propiedad, la corrección de los fallos de mercado e internalización de las externalidades medioambientales y la elección de la tasa de descuento.

lidad y de escasez de las cosas.” (Naredo, 1987, p. 210). La escasez será entonces un concepto subjetivo y el valor de cambio la medida de la escasez. Pero para que algo tenga valor de cambio debe ser apropiable, valorable e intercambiable, y es este el subconjunto de todo lo útil sobre el que se asientan los conceptos de riqueza y de producción en los que centra su atención la Ciencia Económica. El sistema económico comenzará así con la generación de valor de cambio y se extingue cuando este desaparece y es en el mercado donde se canaliza adecuadamente dicha información conduciendo a la asignación más eficiente de los recursos “escasos”. De esta forma, se rompe con el universo de lo físico dado que el valor de cambio es un concepto eminentemente social y subjetivo. El universo económico se asienta así sobre procesos reversibles y queda cerrado a las posibles irreversibilidades del universo físico. El *homo economicus* y el individualismo metodológico se convierten en herramientas fundamentales de su análisis.

Es precisamente a partir del mencionado aislamiento, que emerge la Economía del Medio Ambiente. Desde este enfoque se centra la atención en el estudio de los problemas medioambientales como fallos de mercado. Los bienes y servicios medioambientales carecen en muchas ocasiones de las propiedades de apropiabilidad y de intercambiabilidad, por lo que su valor de cambio no puede ser recogido adecuadamente por el mercado de forma que no puede asignarlos eficientemente, existiendo así un fallo de mercado. El mercado los trata como recursos gratuitos o muy baratos, lo que conduce a su sobreexplotación y deterioro. Desde la Economía del Medio Ambiente, el deterioro y agotamiento del capital natural se aborda desde la perspectiva de las externalidades y las soluciones al problema pasarán por la internalización de esas externalidades, para lo cual será necesario imputar valores de cambio a esos bienes para los que el mercado no funciona correctamente.

El concepto de externalidad es una pieza clave en este enfoque⁷. Utilizaremos la definición dada por Baumol y Oates (1982, p. 19):

⁷ Esta afirmación puede parecer excesivamente simplista si tenemos en cuenta los diversos problemas a los que se enfrenta la Economía del Medio Ambiente considerada, como en nuestro caso, en un sentido amplio. Ciertamente, muchos de los problemas abordados por la Economía del Medio Ambiente están relacionados con casos de bienes públicos o de recursos comunes pero cabe recordar que estos fallos de mercado pueden ser considerados como un caso particular de externalidades (Cornes y Sandler, 1986, p. 4; *cit.* en Azqueta, 1994, p. 5). Además, las decisiones sobre el uso óptimo de cualquier recurso natural se basan en la comparación entre costes y beneficios (marginales o totales) y el problema subyacente es si se están considerando todos los costes y beneficios relevantes para la toma de decisiones o si existen efectos externos.

Condición 1. “Existe una externalidad siempre que las relaciones de *utilidad* o *producción* de algún individuo (digamos del individuo A) incluyan variables reales, cuyos valores son elegidos por otros (personas, sociedades mercantiles, gobiernos) sin atención particular a los efectos sobre el bienestar de A”. Según Baumol y Oates, deben excluirse los casos en que alguien hace deliberadamente algo para afectar al bienestar de A⁸.

Según estos autores, para que la externalidad genere ineficiencias y mala asignación de recursos debe cumplir una segunda condición:

Condición 2. “El agente decisor, cuya actividad afecta a los niveles de utilidad de otro o entra en las funciones de producción, no recibe en (pago) compensación por su actividad una cantidad igual en valor a los beneficios o costes (marginales) ocasionados” (Baumol y Oates, 1982, p. 19).

Baumol y Oates estiman que la condición 1 se aproxima a lo que Buchanan y Stubblebine denominaron una *externalidad*, mientras que las condiciones 1 y 2, conjuntamente consideradas, forman lo que estos autores denominaron una “externalidad relevante en el sentido de Pareto” (Baumol y Oates, 1982, p. 20).

Como señalan también Baumol y Oates, deben excluirse de la definición las externalidades (o pseudoexternalidades) denominadas pecuniarias. Por tanto, sólo deben incluirse los efectos directos sobre el bienestar de A, entendiendo por efectos directos aquellos que “resultan de la sensibilidad de una actividad con respecto a otra, normalmente una sensibilidad física, y excluyendo la amplia gama de interdependencias de mercado que operan a través del mecanismo de precios” (Burrows, 1995, p. 244).

Las externalidades pueden ser positivas, cuando el efecto externo es beneficioso para A y negativas, cuando provocan un daño o pérdida de bienestar a A. En este sentido, debe resaltarse la naturaleza subjetiva de la externalidad, es decir, el daño considerado no

⁸ Esta última afirmación resulta confusa si tenemos en cuenta que la mayor parte de las externalidades medioambientales no son casos accidentales sino que suelen ser el resultado de actividades regulares cuyos efectos externos son conocidos (Burrows, 1995, pp. 244-245). Por tanto, bastaría decir que la externalidad se producirá cuando el que genera los efectos externos está dispuesto a ignorarlos o cuando no tiene obligación legal de tenerlos en cuenta, en el sentido de que no existen incentivos impuestos externamente para que tenga en cuenta el daño (beneficio) que causa a la hora de determinar su nivel de actividad (Burrows, 1995, p. 244). En este sentido ya se expresaba Mishan cuando decía que el fallo no debe atribuirse al mercado “sino al marco legal dentro del cual actúa. En especial, debemos recordar que lo que constituye un coste para la empresa depende de la legislación existente” (*cit. en* Aguilera Klink, 1991, p. 177).

es el daño causado sobre algo sino sobre alguien. Es, por tanto, el daño percibido por el que sufre la externalidad, lo que concuerda con lo expuesto anteriormente sobre la subjetividad del planteamiento convencional.

Doeleman (1988)⁹ distingue cuatro tipos de externalidades medioambientales negativas:

- i) Contaminación.
- ii) Sobreexplotación de los recursos naturales renovables y agotamiento de los recursos naturales no renovables.
- iii) Transformación de la tierra, mediante la agricultura o el desarrollo urbano e industrial, que perjudican o reemplazan a los ecosistemas naturales.
- iv) Congestión (sobrepoblación, excesiva urbanización, saturación del tráfico, etc.).

Son múltiples los criterios propuestos en la literatura para clasificar las externalidades¹⁰. Aquí nos interesa resaltar dos de ellos porque nos van a permitir exponer con mayor claridad la naturaleza de las externalidades medioambientales. Estas clasificaciones aparecen en Doeleman (1988)¹¹, que distingue los siguientes tipos de externalidades negativas:

- a) Externalidades *flujo* y *stock*. Las externalidades flujo serían procesos continuos, esto es, “se producen en un determinado momento pero cuando cesan puede volverse a la situación original” (Buñuel González, 1999, p. 26). Las externalidades *stock* supondrían situaciones de cambio irreversible, es decir, afectarán al bienestar de las futuras generaciones.
- b) Externalidades *sincrónicas* o estáticas y *diacrónicas* o dinámicas. Las externalidades sincrónicas serían aquellas que se originan en el presente y sus efectos, actuales o futuros, son perfectamente conocidos. A este grupo pertenecerían tanto las externalida-

⁹ Cit. en Buñuel González (1999), p. 26.

¹⁰ Véase, por ejemplo, Buñuel González (1999); Magadán y Rivas (1998); Victor (1974).

¹¹ Cit. en Buñuel González (1999), pp. 26-27.

des flujo como las *stock*. Las externalidades diacrónicas se caracterizan, al igual que las *stock*, porque sus efectos afectarán a las futuras generaciones pero, a diferencia de estas últimas, sus consecuencias son inciertas e imprevisibles.

El principal problema que plantean las externalidades medioambientales es que muchas de ellas son diacrónicas, es decir, afectarán al bienestar de las futuras generaciones pero existe gran incertidumbre sobre cuál será esa repercusión. Una parte importante de las externalidades medioambientales se caracteriza así, a diferencia de otras externalidades, por sus efectos sobre las futuras generaciones, la incertidumbre y la irreversibilidad, por lo que requieren un tratamiento específico.

1.2.1.2. Incentivos fiscales frente a solución negociada: A.C. Pigou y R.H. Coase

La respuesta al problema de las externalidades medioambientales no ha sido unívoca en el ámbito de la economía convencional. Como exponen Pearce y Turner (1995, p. 43), pueden señalarse, en ese ámbito, dos variantes de un mismo modelo de gestión de recursos ambientales: el enfoque de los derechos de propiedad y el del balance de materiales (o Economía del Medio Ambiente). Según estos autores, el segundo introduce mayores modificaciones en el enfoque neoclásico que el primero, por lo que este no podría calificarse de revisionista.

Para apoyar esta afirmación, recuerdan que el enfoque de los derechos de propiedad, basándose en el comportamiento egoísta-maximizador del individuo tanto en el sector público como en el privado, centra la atención en la existencia de “fallos de gobierno”. Considera que el mercado es el mejor mecanismo para asignar los recursos y que la intervención gubernamental distorsiona seriamente el funcionamiento correcto del mercado. Bastaría así con determinar adecuadamente los derechos de propiedad sobre los bienes ambientales para que el mercado asignase eficientemente esos recursos. Pero incluso en el caso en que se pueda reconocer una imperfección del mercado ello no implicaría automáticamente la superioridad de la actuación pública. La intervención pública no resolverá ningún problema medioambiental sino que incluso puede agravarlos, por lo que defienden la superioridad del mecanismo de mercado (Pearce y Turner, 1995, pp. 43-46). Por el contrario, la Economía del Medio Ambiente se centra fundamentalmente en

la existencia de fallos de mercado –aunque también tiene en cuenta los fallos de gobierno– que difícilmente pueden corregirse a través de la negociación entre las partes y defiende la necesidad de intervención gubernamental para conducir las externalidades a su nivel económicamente óptimo o a una aproximación al mismo.

Como quiera que ambos enfoques tienen a su vez su origen en las aportaciones aparentemente contrapuestas de R.H.Coase y A.C.Pigou, vale la pena matizar aquí este hecho, pues nos permitirá profundizar en el contenido del siguiente apartado.

En efecto, los planteamientos de la Economía del Medio Ambiente toman como referencia básica la obra de Pigou, *The Economics of Welfare*, publicada en 1920.

En ella plantea el problema de la maximización del bienestar económico, en tanto que objetivo último de la política económica. Si bien reconoce que no podemos identificar bienestar económico con bienestar social total, ni siquiera podremos conocer científicamente la relación exacta existente entre ellos, conjetura que un cambio en el bienestar económico dará lugar a un cambio en la misma dirección en el bienestar social total (Fernández Díaz *et al*, 1995, p. 73). Además señala que el dividendo nacional (un flujo, como también lo son los recursos utilizados en producirlo) proporciona una buena medida del bienestar económico.

Pues bien, Pigou se pregunta cómo asignar los recursos eficientemente para maximizar el dividendo nacional y subraya la posibilidad de que un incremento marginal de un recurso pueda dar lugar a un producto neto marginal social distinto de su producto neto marginal privado. De ahí que, en buena lógica, defina previamente ambos. Por su parte, el producto neto marginal social es “el producto neto total de las cosas físicas o de los servicios objetivos debido al incremento marginal de los recursos invertidos en un empleo o lugar dados, sin tener en cuenta a quiénes revertirán las partes de que se compone este producto” (Pigou, 1994, p. 40). Deben incluirse, por tanto, en este producto neto marginal social los beneficios y los costes que recaigan sobre agentes indirectamente interesados (lo que hemos denominado externalidades). Mientras que el producto neto marginal privado se identifica con “aquella parte del producto neto total de las cosas físicas o servicios objetivos, debido al incremento marginal de los recursos operado en todo empleo o lugar dados, que revierte, en primera instancia, antes de la venta, a la persona que ha invertido dichos recursos” (Pigou, 1994, p. 40).

El problema planteado es sobradamente conocido: cuando el producto neto marginal social y el privado no coinciden, el interés personal no se esforzará porque el dividendo nacional alcance su punto óptimo, ya que el interés personal sólo se preocupa del producto neto marginal privado cuando el relevante para maximizar el bienestar de la colectividad es el social. Por lo tanto, para poder maximizar el dividendo nacional habrá que eliminar esas diferencias y para ello propone que, cuando las divergencias entre los productos netos social y privado no puedan mitigarse modificando las relaciones contractuales, porque la divergencia procede de servicios o perjuicios causados a personas que no tienen entre sí ninguna relación contractual, es posible para el Estado “hacer desaparecer la divergencia en cualquier actividad, valiéndose para ello de ‘impulsar o restringir de un modo extraordinario’ las inversiones en dichas actividades. Las formas más conocidas para impulsar o restringir las inversiones pueden revestir carácter de primas o impuestos” (Pigou, 1994, p. 61).

Debe resaltarse pues, que la solución intervencionista de Pigou se propone para los casos en que no es posible resolver el problema modificando las relaciones contractuales.

Posteriormente, y con raíces en el famoso artículo de Ronald H. Coase “El problema del coste social” publicado en 1960, surge en el seno de la Economía una corriente que se enfrenta a esa actitud intervencionista de Pigou ante el problema de las externalidades. Coase ofrece, al menos aparentemente, una solución alternativa al afirmar que, bajo determinadas condiciones, la libre competencia permitiría internalizar las externalidades sin necesidad de impuestos ni de otras intervenciones administrativas.

El artículo de Coase se refiere a “las actuaciones de las empresas que tienen efectos perjudiciales sobre terceros” (Coase, 1974, p. 99). Centra su exposición en el carácter recíproco del daño causado, y señala que, “se piensa en general que A produce un daño a B y que lo que debe decidirse es el saber cómo impedir a A el producir dicho daño. Sin embargo, esto es falso. Se trata de un problema de naturaleza recíproca. El evitar el daño a B producirá un daño a A” (Coase, 1974, p. 100). Este autor considera que los factores de producción son un derecho y “el derecho a hacer algo que resulte perjudicial –como, por ejemplo, la producción de ruidos, olores, humos, etc.– es también un factor de producción” (Coase, 1974, p. 173). Por lo tanto, no ve tan claro, como sí lo estaba para Pigou, que exista uno que produce el daño y otro perjudicado por dicho daño. Por tanto, el

problema para Coase radica en evitar el perjuicio más grave. Veamos esto con más detenimiento.

Inicialmente, Coase analiza el problema de los efectos externos basándose en dos supuestos: existe una delimitación inicial de derechos y el sistema de precios funciona suavemente (dicho de otra forma, el sistema de precios funciona sin costes). Bajo estas condiciones, nuestro autor llega a la conclusión de que la asignación de recursos sería la misma, y además la óptima, tanto si la empresa que provoca el daño debe asumir la responsabilidad del daño causado como si no, es decir, el resultado final, que maximiza el valor de la producción, será el mismo independientemente de la asignación inicial de los derechos de propiedad: “(...) si se supone que el sistema de precios funciona sin costes, el resultado final (que maximiza el valor de la producción) es independiente de la posición legal” (Coase, 1974, p. 111). Pero aún así, sería necesario saber si la empresa es o no responsable del daño causado, porque “sin el establecimiento de esta delimitación inicial de derechos no pueden existir transacciones en el mercado para transferir y recombinar dichos derechos” (Coase, 1974, p. 111).

Ahora bien, el propio Coase reconoce que el planteamiento de que no existan costes en las transacciones de mercado es un supuesto poco realista (Coase, 1974, p. 123), y señala que cuando los costes son tenidos en cuenta “resulta evidente que tal reasignación de derechos se llevará a cabo sólo cuando el incremento del valor de la producción derivado de tal reasignación sea superior a los costes que la misma ocasione” (Coase, 1974, p. 123), y como puede suceder que los costes de transacción sean tan elevados que impidan cualquier reasignación de derechos que permita aumentar la producción, “en estas circunstancias, la delimitación inicial de los derechos legales sí tiene efecto sobre la eficiencia del sistema económico. Una asignación dada de derechos puede traer consigo un valor de producción superior al de cualquier otra” (Coase, 1974, p. 123). El corolario, de la mano de nuestro autor, es obvio: podremos buscar una organización económica alternativa que supusiese unos costes inferiores a los de transacción en el mercado. Tres posibilidades se presentan factibles:

- Una, en el ámbito interno de la empresa generadora de externalidades negativas, ya que, en este caso, costes de transacción vía mercado se sustituyen por decisiones ad-

ministrativas *ad hoc*, en el bien entendido de que esta solución sólo se adoptará cuando los costes administrativos de organización de transacciones dentro de la empresa sean inferiores al coste de transacción en el mercado.

- Otra, cuando incluso los costes para las transacciones en el seno de una empresa fuesen también muy elevados, y pone como ejemplo el típico caso de perjuicios por humos en la que puede haber muchas personas implicadas, sería la reglamentación estatal directa: “En vez de instaurar un sistema legal de derechos que pueda modificarse gracias a las transacciones de mercado, el gobierno puede imponer reglamentaciones que deban obedecerse y que indique lo que las personas pueden o no hacer” (Coase, 1974, p. 126). De esta forma, el Estado puede considerarse como una superempresa que además dispone de mecanismos para asegurar el cumplimiento de las reglamentaciones.
- Y, finalmente, existe una tercera posibilidad: “que consiste en no hacer nada de nada” (Coase, 1974, p. 128). Esto procedería cuando “las ventajas que se derivarían de las acciones reglamentarias derivadas de los efectos perjudiciales, serán menores que los costes en los que incurriría la reglamentación gubernamental” (Coase, 1974, p. 128), puesto que la maquinaria administrativa del Estado no opera sin costes.

Por lo tanto, Coase propone un enfoque basado en el coste de oportunidad, comparando el producto total de arreglos sociales alternativos y critica el enfoque que analiza el problema como fallos del sistema que deban solucionarse a través de la intervención estatal por medio de primas o impuestos sin analizar si los costes de adoptar esta medida son o no mayores que los que se derivarían de no adoptarla.

Tras esta sucinta exposición de los planteamientos de Pigou y Coase profundicemos ahora en el análisis de las coincidencias y divergencias entre ambos enfoques. Aguilera Klink (1992b, p. 31)¹² defiende que “las coincidencias entre Pigou y Coase superan a las divergencias”. Este autor muestra su perplejidad por la simplificación a la que se han sometido los planteamientos de Pigou y Coase ya que ambos analizan diversos escenarios y, en función de ellos, proponen diferentes soluciones al problema de las externali-

¹² Esta misma cuestión se aborda en Aguilera Klink (1991 y 1992a).

dades. Tras una revisión más profunda de estas últimas, Aguilera Klink recuerda que Pigou diferencia las situaciones en las que existen relaciones contractuales entre los agentes de aquellas en las que no existen tales relaciones. Cuando existen relaciones contractuales (lo que equivaldría a postular que los derechos de propiedad están claramente especificados), Pigou señala que pueden alcanzarse soluciones a través de acuerdos voluntarios entre los propietarios y sólo propone, como una posibilidad, la aplicación de impuestos y subvenciones en el caso de que no existan relaciones contractuales entre los agentes implicados. Además, “para Pigou intervención estatal no es sinónimo de aplicación de impuestos, como simplista e interesadamente se ha difundido, sino que existe intervención estatal desde el momento en que se promulgan leyes o se crea el marco institucional en el que se va a desenvolver la actividad económica y por lo tanto la actividad humana, punto en el que también estaría de acuerdo Coase, ...” (Aguilera Klink, 1992a, p. 33).

Por otra parte, y tras analizar las distintas soluciones propuestas por Coase, Aguilera Klink (1992b, p. 33) recuerda que en el caso del humo, es decir, cuando las externalidades son verdaderamente importantes, “Coase propone la misma solución que le critica a Pigou desde la primera página de su artículo, es decir, la intervención estatal tal como ellos la entienden”. El Estado puede intervenir, según Coase, imponiendo regulaciones que especifiquen lo que la gente puede o no puede hacer.

Todavía más, Aguilera Klink percibe escasa claridad en el artículo de Coase puesto que “después de estar empleando a lo largo de su artículo un razonamiento basado en la comparación entre los valores monetarios de las diferentes soluciones alternativas –dando a entender que todo, incluyendo el medio ambiente, la salud,... etc., es reducible a valores monetarios expresados a través del mercado– (...) al final, lo que nos viene a decir Coase es que lo deseable es no limitarnos a valoraciones de mercado” (Aguilera Klink, 1992a, p. 36)¹³.

¹³ En este sentido, Aguilera Klink apunta que Coase, en la última página de su artículo, cambia totalmente de postura indicando que “En este estudio el análisis se ha limitado a comparaciones del valor de la producción medido por el mercado. Pero, naturalmente resulta deseable que la elección entre diferentes arreglos sociales para la solución de problemas económicos se lleve a cabo en términos más amplios que estos y que *el efecto total de estos arreglos en todas las esferas de la vida llegue a tenerse en cuenta*. Como ha recalcado con tanta frecuencia Frank H. Knight, los problemas de la economía del bienestar deben disolverse en última instancia en un estudio de estética y moral” (Coase, 1960, p. 273, *cit.* en Aguilera Klink, 1992a, p. 36; subrayado de Aguilera Klink). Aguilera aclara que la cita de Coase corresponde a la versión en castellano de *Hacienda Pública Española*, nº 68, 1981, pp. 245-274.

En resumen, en el debate entre los planteamientos de Pigou y Coase y sus implicaciones para la política pública, las coincidencias parecen ser mayores que las divergencias y, en el fondo, ambos reflexionan e inducen a la reflexión sobre el papel que el marco institucional y la determinación de los derechos de propiedad desempeñan en el terreno económico y sobre sus efectos sobre el resultado económico final.

En esa línea, no es ocioso recordar que posteriormente se ha resaltado en la literatura el hecho de que la asignación inicial de los derechos es determinante para el resultado “óptimo”, existan o no costes de transacción (Mishan, 1994)¹⁴. Como recuerda Padrón Fumero (1992, p. 45), la asignación inicial de derechos “refleja la estructura institucional prevaleciente que afecta a la naturaleza de una negociación eficiente y que determina también la asignación final de recursos y la distribución de la renta”. El papel del Estado es determinante en la asignación inicial del derecho a contaminar y a usar el medio ambiente. Podría sostenerse que la “intervención estatal” comienza ya con la asignación de tales derechos. Incluso cuando la actuación del Estado se caracteriza por la inhibición no puede entenderse más que como la concesión al contaminador de un derecho *de facto*¹⁵, que determinará las decisiones sobre el uso del recurso. Y para mayor abundamiento, creemos necesario matizar que no debe confundirse derecho de propiedad con propiedad privada¹⁶. Siguiendo a Schmid (1995, p. 46), “los derechos de propiedad son conjuntos de relaciones ordenadas entre personas que definen sus oportu-

¹⁴ Mishan (1994) demuestra cómo la asignación inicial de los derechos de propiedad puede influir en el resultado óptimo final de la negociación incluso cuando los costes de transacción son nulos, lo que supone una crítica al planteamiento de Coase. La argumentación de Mishan se basa en las diferencias existentes entre la disposición a pagar (si no se tiene un derecho) y la disposición a ser compensado (si se tiene un derecho). La divergencia entre ambas sería el resultado del hecho de que lo que se percibe como un coste o como un beneficio está fuertemente condicionado por la estructura institucional subyacente (aspecto en el que insistiremos más adelante al tratar de la valoración monetaria del medio ambiente). A lo anterior se puede añadir que la disposición a pagar está limitada por los recursos disponibles, mientras que esto no sucede con la disposición a ser compensado.

¹⁵ En este sentido se expresa Schmid (1995, p. 46) cuando, tras preguntarse qué queremos decir cuando afirmamos que la actuación del contaminador tiene un efecto externo que no se ha considerado adecuadamente, se plantea “¿Puede esto ser algo más que una afirmación de que una persona en lugar de otra debería ser la propietaria de la explotación de un recurso particular?”.

¹⁶ Recuerda Azqueta (1994, p. 9) que el hecho de que un bien sea común y carezca de precio no es una condición que deba necesariamente presentar algún problema pues son numerosos los casos de bienes comunales gestionados por una comunidad que no ha padecido los problemas de agotamiento y deterioro que, por el contrario, si han sufrido algunos bienes que pasaron de ser gestionados por un colectivo a ser de propiedad privada (lo cual supuso no sólo su deterioro sino incluso su desaparición).

nidades, su exposición a los actos de otros, sus privilegios, y sus responsabilidades. (...) Debería enfatizarse que los derechos son relaciones entre los individuos con respecto a los recursos más que la relación entre un individuo y un recurso. (...) Los derechos definen el modo individual de participación en las decisiones sobre el uso de los recursos y así son parte y parcela del poder económico”, de ahí que determinen quién puede participar en la toma de decisiones. Como sostiene Schmid (1995, p. 48): “lo que aparenta ser una mejora de Pareto entre dos partes puede no serlo si más partes son relevantes”. Consecuentemente, la solución de mercado entre los que tienen un derecho directo sobre el recurso, no tendrá en cuenta los intereses que sobre el mismo puedan tener otros que no poseen ese derecho directo (por ejemplo, futuras generaciones), a no ser que una ley proteja sus intereses. O sea, la consideración de los intereses que cuentan afecta a los costes de transacción y al resultado final de la negociación.

Por lo tanto, si la solución óptima no es única sino que depende de la asignación inicial de los derechos es ineludible plantearse previamente la determinación de qué intereses cuentan (y cómo) en las decisiones sobre el uso de los recursos. Cualquier valoración de costes y beneficios estará condicionada por las decisiones previas adoptadas con respecto a la distribución de los derechos.

Podemos así afirmar que la intervención del Estado comienza, en cualquier caso, con la asignación inicial de los derechos de propiedad, esto es, definiendo (de forma explícita o no) qué intereses deben tenerse en cuenta en los procesos de toma de decisiones sobre el uso de los recursos. Resulta pues inevitable la introducción de consideraciones morales.

En cualquier caso, y una vez “resuelto” el problema de la asignación inicial de los derechos, puede ya plantearse si es aplicable la solución negociada o si es pertinente el uso de incentivos fiscales.

La posición de la Economía del Medio Ambiente en esta cuestión queda, a nuestro juicio, suficientemente representada por la siguiente afirmación de Baumol y Oates: “es sorprendente la cantidad de lectores de la literatura sobre el tema que consideran que la flecha de Coase ha asestado en la práctica un golpe fatal a la solución de Pigou porque si la negociación aproxima la asignación de recursos hacia la solución ideal, el establecimiento, además, de impuestos óptimos pigouvianos sería ya demasiado. El argumento,

así expuesto, es válido. Pero si en los problemas más importantes de externalidades, la negociación es impracticable y virtualmente inexistente, el daño infligido a la posición pigouviana por aquel resultado difícilmente podrá ser serio” (Baumol y Oates, 1982, p. 12).

En resumen, el problema reside en que, para el caso de las decisiones medioambientales, la negociación es en la mayor parte de los casos inviable porque suelen ser muchas tanto las partes causantes como las partes afectadas, de forma que los costes de transacción son muy elevados y, además, resulta difícil en muchos casos relacionar un afectado concreto con un causante concreto (Common, 1988, p. 130). Y a este hecho puede añadirse que muchas externalidades medioambientales se caracterizan por la no rivalidad en el consumo (lo que Baumol y Oates denominaron externalidades inagotables). También debe tenerse en cuenta, como ya señalamos, que los intereses de las futuras generaciones quedarían al margen en una negociación de mercado.

Se comprende pues que todas estas razones hayan conducido a que los autores de la Economía del Medio Ambiente muestren una preferencia clara por los incentivos económicos (instrumentos fiscales y creación de mercados ambientales¹⁷) frente a la solución negociada, lo que no excluye esta cuando sea conveniente.

Concluamos, pues, que a partir de todo lo señalado hasta ahora puede sostenerse que la preocupación característica de la Economía del Medio Ambiente se identifica con la corrección de los fallos de mercado, sin ignorar que también es objeto de su interés la corrección de algunos “fallos del sector público”, centrándose en este terreno en la eliminación de los incentivos públicos (por ejemplo, impuestos o subvenciones) que favorecen comportamientos perjudiciales para el medio ambiente.

¹⁷ Un ejemplo claro de la creación de mercados ambientales son los permisos de contaminación negociables. Aunque hay autores que sitúan estos mercados en la línea de la solución negociada de Coase, lo cierto es que existen razones para diferenciarlos de esta. Buñuel González (1999, p. 13) señala dos: “En primer lugar, un sistema de permisos de emisión negociables es teóricamente equivalente a un impuesto pigouviano (...). En segundo lugar, los permisos negociables sólo añaden a la regulación habitual la flexibilidad de hacer transferible la cuota de emisión permitida por la regulación, lo que está muy lejos de atribuir un derecho de propiedad sobre el recurso contaminado, como supondría la aplicación del *teorema de Coase* al caso de la contaminación”.

En el caso de los permisos de contaminación negociables no es la negociación la que determina el nivel óptimo de externalidad, sino que este está previamente determinado.

1.2.1.3. Tratamiento y corrección de las externalidades medioambientales

Comencemos reiterando que, cuando existen externalidades, el mercado no asigna eficientemente los recursos, es decir, el mercado “falla”, puesto que existen costes externos que no son valorados adecuadamente a través de sus propios mecanismos. De esta forma, los agentes económicos determinan su nivel de actividad teniendo en cuenta únicamente los costes y beneficios privados, actuando en el nivel de actividad que maximiza su beneficio y alcanzando así un óptimo privado pero no social. Si existen costes externos que el agente no tiene en cuenta, incluso bajo condiciones de competencia perfecta su nivel de actividad puede estar siendo mayor que el socialmente óptimo, pues el nivel de externalidad puede superar el nivel óptimo de externalidad para la sociedad.

Dicho esto, precisemos que el objetivo de la Economía Ambiental no es eliminar completamente la externalidad sino alcanzar su nivel socialmente óptimo, puesto que eliminarla completamente sería el resultado de tener en cuenta exclusivamente las ganancias de bienestar de los perjudicados pero no las pérdidas del que la provoca. El nivel socialmente óptimo de externalidad es aquel en el que se maximizan la suma de beneficios sociales menos la suma de costes sociales (Pearce y Turner, 1995, p. 95). Como ya se indicó anteriormente, desde la Economía Ambiental se considera que la solución negociada no es aplicable para la mayoría de las externalidades medioambientales, por lo que para alcanzar el nivel socialmente óptimo de externalidad será necesaria la intervención estatal que conduzca a la internalización de las externalidades.

Desde esta perspectiva, el tratamiento de las externalidades supone considerar dos problemas:

- a) La determinación del nivel óptimo de externalidad.
- b) La selección de los instrumentos más adecuados para lograrlo.

A continuación recogeremos las respuestas que se han dado desde la Economía Ambiental a estas dos cuestiones para el tratamiento de las externalidades medioambientales.

♦ *La determinación del nivel óptimo de externalidad.* El criterio para determinar el nivel óptimo de externalidad –es decir, el nivel de externalidad que maximiza el beneficio neto social total–, es que *el beneficio privado marginal neto se iguale al coste marginal externo*¹⁸.

La condición expuesta es inequívoca cuando la curva de coste marginal externo es siempre convexa. Si la curva de coste marginal externo no es siempre convexa la condición anterior (condición marginal) será necesaria pero no suficiente por lo que, como defiende Buñuel González (1999), es necesario utilizar las condiciones totales, es decir, *los beneficios netos totales deben ser mayores que los costes externos totales en el nivel óptimo de externalidad*¹⁹. De esta forma, para poder determinar el nivel eficiente será necesario conocer el daño asociado con cada unidad de la actividad que genera la externalidad. Puede también suceder que el nivel óptimo de externalidad sea cero. Como apunta Buñuel González (1999, p. 45), el análisis coste-beneficio puede considerarse un intento de llevar a la práctica las condiciones totales.

Ahora bien, para poder llevar a cabo la comparación entre costes y beneficios es necesario que unos y otros estén expresados en las mismas unidades, para lo que se requiere disponer de la valoración monetaria de los costes externos. Desde la Economía Ambiental se han dirigido importantes esfuerzos hacia el diseño de mecanismos que permitan captar o expresar la valoración monetaria que los individuos hacen de los bienes ambientales para los que el mercado no funciona correctamente (cuestión en la que nos tendremos en el siguiente epígrafe).

Pero ha sido precisamente la dificultad para obtener una valoración monetaria del medio ambiente lo que ha llevado a algunos autores, no mayoritarios, de la Economía

¹⁸ El criterio expuesto sólo es válido en el caso en que el único mecanismo para reducir la externalidad es disminuir el nivel de producción, es decir, si el nivel de externalidad es únicamente función del nivel de producción. Si existen otros mecanismos, entonces los beneficios sociales totales se maximizan cuando se minimiza la suma de los costes totales externos y los costes totales de reducción, y esto se produce cuando el coste marginal externo se iguala al coste marginal de reducción, ver Pearce y Turner (1995, p. 126).

¹⁹ Buñuel González (1999) subraya la diferencia entre externalidades marginales e inframarginales. Una externalidad es marginal cuando una modificación del nivel de actividad *y* afecta al bienestar de *A*. Una externalidad es inframarginal cuando una modificación marginal del nivel de *y* ya no afecta al bienestar de *A*, pero los niveles previos (inframarginales) de *y* sí lo afectaron. Teniendo en cuenta esta clasificación, Buñuel llama la atención sobre la necesidad de tener en cuenta aquellas situaciones en las que la relevancia de la contaminación se debe a la emisión de unidades inframarginales intermedias *y*, por ello, será necesario atender a las condiciones totales, especialmente cuando se trate de externalidades *stock* (irreversibles). Para este autor, comparar sólo el coste y el beneficio marginal sería incorrecto y podría llevar a graves errores de política económica.

Ambiental a proponer un objetivo alternativo al nivel óptimo: el nivel “adecuado” de externalidad. Esta opción es defendida por Baumol y Oates (1982) tras poner en evidencia aquellas situaciones, no precisamente infrecuentes, en las que los problemas para obtener una valoración monetaria fiable del medio ambiente son insuperables²⁰. En tales casos, la solución que sugieren para conseguir el nivel “adecuado” de externalidad consiste en la selección de un conjunto de normas (estándares) que recojan los niveles mínimos que deben cumplirse con objeto de alcanzar lo que puede describirse como “una calidad de vida razonable” (Baumol y Oates, 1982, p. 165). Según estos autores, “al no existir un conjunto adecuado de señales de mercado, se necesita recurrir a un proceso político (es decir, a un método de elección colectiva) para determinar el nivel de actividad. Desde esta perspectiva, la selección de normas para el medio ambiente puede considerarse como un procedimiento concreto utilizado en un proceso de toma de decisiones colectivas, que trata de determinar el nivel adecuado para actividades que generan efectos externos” (Baumol y Oates, 1982, p. 179). Por lo tanto, no se trata así de determinar el nivel óptimo, sino simplemente un nivel socialmente aceptable.

Debe, sin embargo, señalarse que muchos autores de la Economía Ambiental se resisten a reconocer la inconmensurabilidad de las externalidades medioambientales y son reacios a aceptar la aplicación de estándares que no se basen en la comparación entre costes y beneficios.

♦ *La selección de los instrumentos más adecuados.* Una vez determinado el nivel óptimo de externalidad –o, en su caso, la norma que determina el nivel aceptable de externalidad–, será necesario utilizar los instrumentos más adecuados para alcanzarlo. Ya expusimos, en apartados anteriores, las razones por las que los autores de la Economía del

²⁰ Baumol y Oates dudaban de la cuantificabilidad de muchas de las externalidades ambientales: “es difícil ser optimista acerca de la disponibilidad, en un futuro previsible, de un cuerpo completo de datos estadísticos que incluyan el perjuicio marginal neto de las distintas actividades generadoras de externalidades en la economía. El número de actividades implicadas y el número de personas afectadas por ellas es tan grande que, sólo por eso, la tarea adquiere proporciones hercúleas. Añadamos a eso la naturaleza no cuantificable de muchas de las más importantes consecuencias (los perjuicios a la salud, los costes estéticos), y la dificultad de determinar un equivalente monetario para el perjuicio marginal neto resultará clara” (Baumol y Oates, 1983, p. 163). Es cierto que desde que escribieron esto han sido importantes los avances en los métodos de valoración monetaria, pero también es cierto que Baumol y Oates no mencionan algunos de los problemas más importantes a los que se enfrenta la valoración monetaria como los intereses de las generaciones futuras, la valoración de especies no humanas, la incertidumbre y la irreversibilidad.

Medio Ambiente consideraban difícilmente aplicable la solución negociada de Coase (lo que no significa que la rechacen e incluso pueden considerar adecuado su uso cuando se den las condiciones para ello); y como han mostrado una preferencia clara por los instrumentos económicos (tributos, ayudas y permisos de contaminación negociables²¹) frente a los controles directos de las políticas llamadas de “mandato y control”, tanto si el objetivo es alcanzar el nivel óptimo de externalidad como si lo es lograr una norma o estándar preestablecido²². Desde una perspectiva teórica se ha prestado mayor atención al denominado “impuesto pigouviano óptimo” es decir, un impuesto por unidad de emisión igual a los costes marginales externos en el nivel óptimo de externalidad. Con ese impuesto se consigue que, en el óptimo, el precio se iguale a los costes marginales sociales (suma de costes marginales privados y costes marginales externos), y la asignación de recursos resultante cumple así las condiciones de optimalidad paretiana (se consigue así internalizar la externalidad).

Aunque la mayor parte de la literatura de la Economía del Medio Ambiente se ha centrado en los instrumentos económicos, merece ser brevemente glosado aquí el contenido argumental de lo que Tietenberg (1997) ha denominado la tercera fase en la evolución de las políticas de control de la contaminación²³: las estrategias de información. Este autor se plantea si, en ausencia de la intervención gubernamental, se generará la cantidad de información eficiente. Analizando varios escenarios, Tietenberg señala que, incluso en el caso en que exista relación contractual entre el productor de la contaminación y el perjudicado, no necesariamente el mercado ofrecerá la cantidad de información adecuada, ya que los productores tienen algo que perder al ofertarla y los consumidores no tienen normalmente un incentivo para su adquisición debido a que los costes de obtenerla son muy altos en relación con los beneficios individuales, incluso aunque las ganancias sociales sean elevadas. En estos casos, la intervención estatal, induciendo a la in-

²¹ Véase, por ejemplo, Franco Sala (1995) para una exposición más detallada de los instrumentos económicos.

²² En este último caso, los instrumentos económicos -concretamente, los impuestos y los permisos negociables (aunque el impuesto pigouviano óptimo no sería aplicable)- permitirían alcanzar el estándar con menores costes que si se utilizasen los controles directos. Para que este resultado sea válido no es necesario que se cumplan las condiciones de competencia perfecta sino que basta con que el comportamiento de las empresas sea minimizar costes (Baumol y Oates, 1982, p. 167).

²³ La primera fase sería la aplicación de políticas de “mandato y control” y la segunda serían los enfoques basados en el mercado como los impuestos o los permisos negociables.

formación en el mercado y asegurando su fiabilidad, puede conducir a que el mercado adopte una solución eficiente.

Pero, como advierte Tietenberg, la introducción de estrategias de información es más compleja cuando no existe relación contractual entre el que produce la contaminación y el perjudicado. Dado que el fallo en la provisión de información aumenta la cantidad de contaminación, el daño causado sería una externalidad. Este autor, partiendo de las cuatro funciones básicas que caracterizan una estrategia de información típica –i) establecimiento de mecanismos para detectar los riesgos medioambientales; ii) asegurar la fiabilidad de la información; iii) difundir la información y iv) actuar sobre la información, esto es, establecer los canales a través de los cuales puede presionar la información– analiza los problemas y soluciones que pueden plantearse para este caso y los aspectos en los que sería necesaria la intervención pública.

Señalemos, finalmente, que además del uso de los instrumentos económicos y de las estrategias de información para corregir los fallos de mercado, la Economía del Medio Ambiente también hace hincapié en la necesidad de suprimir “fallos del sector público”, entendiendo esto último como la obligación de eliminar o corregir los sistemas de incentivos públicos que introducen distorsiones en las decisiones de los agentes favoreciendo comportamientos medioambientalmente perjudiciales.

1.2.1.4. La valoración monetaria del medio ambiente: principales métodos y críticas

Creemos haber justificado, en las líneas precedentes, hasta que punto la Economía Ambiental considera relevante la valoración de los costes y beneficios ambientales en el proceso de toma de decisiones que conforman la política ambiental. También hemos señalado que, a pesar del programa de normas y gravámenes propuesto por autores como Baumol y Oates, son muchos otros los que se resisten a aceptar la incommensurabilidad de los daños medioambientales. Dado el singular papel que desempeña la valoración monetaria en la conformación positivo-normativa de aquel enfoque, consideramos necesario detenernos brevemente en los métodos propuestos de valoración monetaria y en las principales críticas que a los mismos se han dirigido, lo que nos permitirá

desvelar el contenido de posiciones rivales emanadas de enfoques alternativos, así como las contradicciones mismas que afectan al desarrollo de la Economía Ambiental.

En efecto, las reglas convencionales de la eficiencia económica exigen comparar los costes y beneficios pero, para poder hacerlo, deben estar ambos expresados en las mismas unidades, considerándose el dinero como la unidad adecuada ya que es la medida que se utiliza en los mercados de los demás bienes. Por lo tanto, para que la comparación tenga sentido, será también necesario disponer del valor de mercado de los bienes medioambientales.

Si esto es así, y lo que se pretende es obtener una valoración monetaria, el hecho de que los individuos atribuyan al medio ambiente un valor económico positivo significa que, en un hipotético mercado, estarían dispuestos a pagar por obtenerlo o estarían dispuestos a recibir un pago por cederlo. Los esfuerzos, por tanto, se deben dirigir a tratar de captar esa valoración que los individuos hacen de los bienes y servicios ambientales, es decir, cuánto estarían dispuestos a pagar por seguir disfrutando de ese bien o cuánto estarían dispuestos a recibir como compensación si se les privase de ese bien. El principal escollo estriba en que una gran parte de las externalidades medioambientales tienen características de bien público lo que desemboca lógicamente en el controvertido problema de la revelación de preferencias.

La valoración monetaria se asienta así sobre un enfoque antropocéntrico e individualista, en el que el medio ambiente tiene un valor porque los individuos de la generación actual, que son los que expresan sus preferencias, se lo asignan, de forma que las otras especies y las futuras generaciones sólo se tendrán en cuenta en tanto que influyan en el bienestar de los individuos de la generación actual.

Siguiendo a Pearce y Turner (1995, p. 173 y ss.), el valor económico total (VET) de los recursos ambientales incluye no sólo el valor de uso actual sino también el valor de opción (se valora dejar abierta la opción de usarlo en el futuro por el propio individuo o por otros individuos incluidas las generaciones futuras) y el valor de

existencia (se valora su existencia y no está relacionado con el uso)²⁴. Dentro del valor de opción puede también incluirse lo que se ha llamado el valor de cuasi-opción, el cual guarda una relación directa con el nivel de información disponible. Es bien sabido que, en muchas ocasiones, desconocemos las consecuencias futuras de nuestras decisiones debido a la falta de información o conocimientos al respecto. El valor de cuasi-opción será así el beneficio de posponer una toma de decisiones, preservando “opciones para usos futuros”, porque se espera disponer de mayores conocimientos o información en el futuro.

Para tratar de evaluar empíricamente el valor económico de aquellos bienes y servicios medioambientales para los que no existe una valoración directa en el mercado, se han desarrollado una serie de técnicas. El Cuadro 1.1 recoge las principales técnicas destacadas por Munasinghe (1993, p. 17)²⁵.

Como ya señalamos, lo que sería deseable es que los métodos utilizados permitieran captar el VET de los bienes y servicios ambientales (valor de uso actual + valor de opción + valor de existencia). Sin embargo, los métodos que tratan de estimar indirectamente las preferencias por un bien medioambiental basándose en el comportamiento de los individuos en mercados ya existentes, al asentarse sobre comportamientos de mercado caracterizados por la maximización de la utilidad o el beneficio en el corto plazo que priman el valor de uso, difícilmente recogen todos los valores de opción y el valor de existencia. El único método de los citados que permitiría de alguna forma captar todos esos valores es el de la valoración contingente, además de ser el único que permite obtener la disposición a ser compensado. A esto puede añadirse que, de todos los métodos mencionados, son los de simulación de mercados los únicos aplicables en todos los casos ya que serían la alternativa factible cuando el bien medioambiental considerado no tenga relación con ningún mercado real.

²⁴ Uno de los problemas a los que se enfrenta la valoración monetaria es la de delimitar el conjunto de individuos que deben realizar la valoración. Dados los diferentes tipos de valor que pueden incluirse resultaría erróneo reducir el grupo a los usuarios directos ya que no se estarían teniendo en cuenta a los individuos que pueden expresar un valor de no-uso sobre ese bien. Volvemos así de nuevo al problema de la necesidad de delimitar los derechos de propiedad, o, lo que es lo mismo, determinar qué intereses deben ser tenidos en cuenta.

²⁵ Algunas de estas técnicas se explican con detalle en Azqueta (1994).

Cuadro 1.1.- Técnicas para la valoración del medio ambiente²⁶

	MERCADO TRADICIONAL	MERCADO IMPLÍCITO	MERCADO CONSTRUIDO
Basado en el comportamiento real	- Efecto en la producción - Efecto en la salud - Coste defensivo o preventivo	- Costes de viaje - Diferencias salariales - Valores de propiedad - Bienes sustitutivos	Mercado artificial
Basado en el comportamiento propuesto	- Coste de reposición - Proyecto compensatorio		Valoración contingente

FUENTE: Adaptado de Munasinghe (1993, p. 17).

Una vez obtenidas las valoraciones monetarias puede procederse a la comparación de los costes y los beneficios que respalden la toma de decisiones. Desde la Economía del Medio Ambiente se ha defendido el uso del análisis coste-beneficio para adoptar decisiones sobre la conveniencia o no de llevar a cabo un proyecto. En el análisis coste-beneficio, esas decisiones se basarían en la comparación de la corriente actualizada de beneficios y la de costes, llevándose a cabo el proyecto cuando los primeros superen a los segundos. De esta forma, se considera que si se incluyen los costes medioambientales derivados del proyecto (expresados en términos monetarios), la decisión que se adopte será ecológicamente racional y obedecerá a los intereses de la sociedad.

♦ Críticas a la valoración monetaria del medio ambiente

Las críticas vertidas sobre la valoración monetaria del medio ambiente han sido muy numerosas. Al margen de las críticas de carácter más técnico relacionadas con los problemas de aplicación de los métodos expuestos anteriormente, existen otras

²⁶ Las técnicas basadas en el comportamiento real tratan de recoger o bien los efectos de los cambios ambientales sobre los comportamientos directamente observables en los mercados tradicionales (mercado tradicional) o bien los *valores implícitos* del bien o servicio medioambiental a través de otros bienes o servicios para los que sí existe precio de mercado (mercado implícito) o bien desarrollar un mercado experimental con el fin de conocer la disposición a pagar por un determinado bien ambiental (mercado construido). Las técnicas basadas en el comportamiento propuesto tratan de determinar el valor en el mercado de las medidas propuestas (mercado tradicional) o bien determinar la disposición de los individuos a pagar por una mejora ambiental o a ser compensados por un deterioro ambiental preguntándose directamente tras presentarle al entrevistado toda la información pertinente sobre el bien medioambiental y sobre los posibles efectos de la modificación que va a ser objeto de valoración (valoración contingente).

que apuntan a los propios fundamentos de la valoración monetaria del medio ambiente y que ponen en tela de juicio la consistencia de las valoraciones obtenidas y su capacidad para captar toda la información relevante que pueda garantizar una gestión sostenible del capital natural²⁷.

Podemos clasificar las principales críticas en tres grupos:

- a) Críticas relacionadas con la propia naturaleza de los bienes medioambientales objeto de valoración.
- b) Críticas relacionadas con el modelo de comportamiento humano en que se basa la valoración.
- c) Críticas relacionadas con la influencia de la estructura de derechos subyacente.

Procedamos a presentar su contenido ordenadamente.

a) *Críticas relacionadas con la propia naturaleza de los bienes medioambientales objeto de valoración.* Nos beneficiaremos en este caso del trabajo de Vatn y Bromley (1995, p. 3), quienes sostienen que uno de los principales problemas a los que se enfrenta la valoración monetaria es “la complejidad fundamental y los múltiples atributos de los bienes y servicios medioambientales”(Vatn y Bromley, 1995, p. 4).

En efecto, cualquier valoración monetaria supone un proceso en el cual los individuos sopesan los atributos relevantes que conforman el bien o servicio y los reducen a una única medida, de manera que la medida resultante será el producto escalar de dos vectores: uno que incluye todos los atributos considerados relevantes por el individuo y otro que recogería las ponderaciones que el individuo da a cada atributo y que sería el reflejo de sus preferencias. Obviamente, tal proceso no es sencillo, pero el individuo puede llegar a procesar (y en muchos casos rápidamente) esos datos gracias a la información recibida, por una parte, y, por otra, a la experiencia adquirida por la repe-

²⁷ Como se podrá apreciar al exponerlas, muchas de esas críticas han sido dirigidas hacia las valoraciones obtenidas por el método de la valoración contingente (que, como hemos visto, sería el más completo de todos) pero se trata, en realidad, de críticas que van más allá y plantean la arbitrariedad de la valoración monetaria del medio ambiente independientemente del método utilizado.

tición de las transacciones en el mercado. Durante ese aprendizaje, el agente puede cometer errores debido a una eventual información incompleta, pero es el único que soporta las consecuencias de su error.

Adviértase, no obstante, que en el proceso de valoración pueden producirse importantes pérdidas de información por tres razones: 1ª) el problema de la cognición (*cognition problem*), 2ª) el problema de la incongruencia (*incongruity problem*) y 3ª) el problema de la composición (*composition problem*). Para los autores citados, estos tres problemas adquieren especial relevancia en la valoración de los bienes y servicios medioambientales, para los que, además, no existe experiencia previa en su valoración.

En cuanto a la primera razón, asociada al *cognition problem*, se presenta, en primer lugar, dadas las dificultades inherentes a la observación, separación y comprensión de los atributos característicos del bien medioambiental objeto de valoración y, en segundo lugar, dadas aquellas otras que afectan a su ponderación.

Esto es así porque el medio ambiente como un todo desempeña múltiples funciones interrelacionadas, difícilmente separables. Además, muchas de esas interrelaciones no son fácilmente perceptibles ya que se caracterizan por la transparencia funcional, esto es, que “la contribución precisa de un elemento funcional en el ecosistema no se conoce —y probablemente no pueda ser conocida, hasta que cesa en su función” (Vatn y Bromley, 1995, p. 6). Por lo tanto, en estas circunstancias es muy difícil dar una descripción completa y precisa del bien que va a ser sometido a valoración, lo cual es muy importante, dado que esa descripción puede condicionar la valoración. Es más, tampoco será fácil que los individuos puedan aprender a través de la experiencia adquirida (lo que, además, podría ser arriesgado), ya que no son sólo ellos los que soportarían las consecuencias de sus errores.

La segunda dificultad se produce cuando los individuos tienen que ponderar conjuntos de atributos que son muy diferentes. Las comparaciones que los individuos realizan en los mercados reales se basan en comportamientos aprendidos sobre precios y atributos y tienden a limitar sus comparaciones a bienes que poseen unos atributos similares. Pero los agentes no disponen del mismo nivel de comportamiento aprendido para bienes que nunca han sido valorados monetariamente de manera que, cuando los atribu-

tos no tienen características similares a otros que son monetizados en el mercado, puede resultar muy complejo expresarlos en unidades monetarias dado que no existe referencia ni experiencia previa. De ahí que, en la literatura sobre la valoración monetaria se haya insistido en el hecho de que, si se intenta obtener una ordenación en función de su importancia, los resultados que se obtienen puede ser bastante diferentes si se cambian las unidades de medida.

En cuanto a la segunda razón especificada (*incongruity problem*) se produce cuando existen características del bien que se consideran inconmensurables, en cuyo caso una única medida no recogerá toda la información relevante. Esto tiene lugar cuando los individuos consideran que están ante una decisión de naturaleza moral, como suele suceder en los casos en los que entra en consideración el derecho a la vida de otras especies²⁸ o el derecho a una vida digna de otros individuos actuales o futuros. Es muy frecuente que los encuestados rechacen hacer ese tipo de valoraciones en dinero.

Y por lo que se refiere a la tercera y última (*composition problem*), se presenta cuando existen atributos en un bien que están dinámicamente interrelacionados con otros del mismo bien o con los de otros bienes, es decir, cuando el valor de un atributo depende del nivel de otro. Una valoración precisa exige una delimitación precisa del bien a valorar. En el caso de muchos de los bienes medioambientales el problema es que no puede entenderse correctamente el valor de una parte si no es relación con su contribución al todo, de forma que segmentarlo para obtener unidades más limitadas que faciliten una valoración de mercado puede conducir a valoraciones distorsionadas. Sucede así que los individuos valoran de forma diferente una parte tomada de forma aislada que si se presenta integrada en otro bien del que forma parte. Tratar de plantear *tradeoffs* entre varios componentes del recurso natural carece de sentido en la medida en que el valor de cada una de las partes sólo existe en relación con el todo, lo que supone que las partes deberían ser tan valoradas como el todo.

²⁸ Merece hacer referencia a algunos casos en los que la consideración de la vida de otras especies ha sido determinante en el proceso de toma de decisiones, como la detención de la construcción de una autopista francesa por la existencia de una colonia de *Osmoderma eremita*, escarabajos protegidos por la Directiva Europea Hábitat de 1992 y por la propia legislación francesa por tratarse de una especie amenazada (publicado en *La Razón*, 24-1-1999), y la paralización de una tala de árboles en O Corgo (Lugo) que amenazaba a 32 especies de aves (publicado en *La Voz de Galicia*, 3-5-2006 y *El Correo Gallego*, 3-5-2006).

Así pues, y en general, todas estas críticas reflejan la arbitrariedad a la que puede conducir tratar de valorar como mercancías bienes y servicios ambientales que no tienen las típicas características de las mercancías, sino que su principal valor reside en que desempeñan funciones interrelacionadas, en la mayoría de los casos aún desconocidas, para el sostenimiento del ecosistema global y que además su desaparición puede suponer una pérdida irreversible. Puede pues sostenerse que, en la mayoría de los casos, los individuos desconocen las consecuencias reales de las decisiones que adoptan, es decir, la valoración se hace en condiciones de gran incertidumbre.

b) *Críticas relacionadas con el modelo de comportamiento humano en que se basa la valoración.* Como ya hemos expuesto, la valoración que se pretende obtener es una valoración de mercado. El bien medioambiental se presenta como una mercancía y cada individuo expresa sus preferencias en la forma de su disposición a pagar o a ser compensado persiguiendo la maximización de su bienestar, pero relajando el supuesto de que actúa egoístamente, considerándose así que pueden darse actitudes altruistas con otros seres, otras especies o futuras generaciones cuando el bienestar de estos contribuya al bienestar del individuo que expresa sus preferencias²⁹.

Sin embargo, como señala Azqueta (1994, p. 17), es probable que en la valoración individual no se exprese el altruismo aunque forme parte de la utilidad individual. Eso se debe a que “el bienestar ajeno tiene el carácter de un bien público: es decir, cualquiera que sea el mecanismo a través del cual se eleva, la persona se siente mejor. Cuando se trata de bienes públicos, sin embargo, surge el problema de lo que Sen denominó la *paradoja del aislamiento*, y que impide a las personas expresar sus preferencias como miembros de un colectivo (altruistas), llevándolas a actuar de forma individualista (egoísta)” (Azqueta, 1994, p. 17). Los individuos tendrían unas funciones de utilidad altruistas pero reflejarían unas individualistas. A la paradoja del aislamiento habría que añadir el argumento de la “seguridad” que sostiene que aunque los individuos de un colectivo desearan ser altruistas, no actuarían como tales porque el sistema de mercado no puede ga-

²⁹ Obviamente, se trata de una valoración antropocéntrica y subjetiva, lo que ha sido también objeto de críticas ya que no considera el valor intrínseco de las especies no humanas ni de los ecosistemas. La valoración monetaria, como mucho, puede captar el valor de existencia. Pero incluso en este caso, las preferencias de los individuos tienden a primar lo más espectacular o lo más llamativo estéticamente frente a lo funcional. Por ejemplo, puede valorarse más la desaparición de una especie de mamífero frente a la de un insecto, aunque este último pueda estar desempeñando funciones más importantes para el ecosistema correspondiente.

rantizarles que los demás también lo serán (por lo que aunque ellos actúen de forma altruista el problema puede quedar sin resolverse y podrían ser los únicos que habrían pagado por ello).

Por lo tanto, la paradoja de Sen, combinada con el argumento de la seguridad, permiten conjeturar (sino aseverar) que al menos una parte de los intereses individuales concernientes al medio ambiente, no se reflejan adecuadamente en el mercado (o no lo hacen en absoluto), como sí lo harían los correspondientes a los demás bienes y servicios y, consecuentemente, la expresión adecuada de esos intereses, que podemos denominar “sociales”, requeriría algún proceso a través del cual pudiesen surgir normas que guiasen los comportamientos en esa sociedad (por ejemplo, el proceso político). De esta forma, los individuos podrían estar dispuestos a expresar esos intereses porque tendrían al menos ciertas garantías de que su actuación podría conducir a resolver el problema (y no a perderse en un mar de individualismos) y de que sus intereses podrían ser socialmente respetados.

Añadamos que estas críticas a las capacidades del comportamiento individualista para captar determinados valores se ven reforzadas por la crítica a la consideración de que las preferencias de los individuos son unidimensionales. Detengámonos brevemente en esta cuestión, a través de la “dicotomía consumidor/ciudadano” expuesta por Sagoff (1988)³⁰. Según exponen Blamey y Common (1994, p. 179), para Sagoff los individuos actúan como consumidores tratando de satisfacer sus propios intereses individuales pero también actúan como ciudadanos preocupándose por el bienestar de la comunidad, por el interés público. Estos dos tipos de intereses pueden ser conflictivos y los agentes tratarán de equilibrar las preferencias que de tal dicotomía se derivan. En cuanto a los intereses por el bienestar colectivo, parece obvio que descansan sobre argumentos éticos y morales y estarían en el origen de la “regulación social” emanada del proceso político. Precisamente por ello, y para Sagoff, ante decisiones “importantes” guiadas por una racionalidad ética, como son muchas de las relacionadas con el medio ambiente, los individuos actúan como ciudadanos y no como consumidores. Consecuentemente, ante este tipo de comportamientos, la determinación de objetivos no puede basarse en la agregación de las preferencias individuales de los agentes en tanto que consumidores sino que deben

³⁰ Cit. en Blamey y Common (1994).

surgir del debate en el seno de la sociedad civil, o sea, en el ámbito del proceso político.

Por otra parte, hay autores que sugieren que los actuales métodos de valoración contingente en realidad demandan que los individuos consultados elijan entre bienes ordinarios (ingresos) y un principio moral (Vatn y Bromley, 1995, p. 9). De hecho, en la práctica de la valoración contingente suele ser importante el grado de no respuestas, lo cual puede estar mostrando un rechazo de los individuos a tal planteamiento (Azqueta, 1994, p. 167). Pero aunque los individuos no rechacen responder, las valoraciones monetarias obtenidas podrían considerarse bastante arbitrarias si responden como ciudadanos tratando de expresar un posicionamiento ético, ya que, en estas circunstancias, cada agente defendería su posición con independencia de las cifras que se manejen en la valoración monetaria.

Es difícil negar la dimensión moral de muchas elecciones medioambientales, no sólo con respecto a la vida humana (y su calidad) sino también al derecho a la vida de otros seres y a los derechos de futuras generaciones. A ello se une el hecho de que estamos ante decisiones caracterizadas por la incertidumbre y la posible irreversibilidad. En suma, existen una serie de terrenos en los que el individuo no parece moverse por las normas económicas de comparación en el margen. Según Vatn y Bromley, en esos casos, “el debate colectivo es necesario para formar un entendimiento colectivo, y para construir unas bases coherentes para la elección” (Vatn y Bromley, 1995, p. 18). Si se considera que en la formación de las preferencias individuales influyen decisivamente los procesos sociales a través de los cuales los individuos interiorizan normas y valores y que los individuos forman sus preferencias como parte del grupo social al que pertenecen, todo parece indicar que las normas y convenciones sociales emanadas de ese proceso se convierten en instrumentos que permiten a los individuos enfrentarse a decisiones caracterizadas por su gran importancia y complejidad, difícilmente manejables desde la racionalidad privada (Vatn y Bromley, 1995, p. 17).

c) *Críticas relacionadas con la influencia de la estructura de derechos subyacente.* Como ya señalamos, en la valoración contingente los individuos expresan sus preferencias a través de su disposición a pagar (DP) o de su disposición a ser compensados (DC). Sin embargo, aunque desde la teoría pueda parecerlo, no es irrelevante en la prácti-

ca cuál de las dos medidas se utilice. Si ambas difieren, la valoración monetaria es problemática ya que se podría justificar una política de prevención de pérdidas si utilizamos la DC pero no justificarse si utilizamos la DP. De hecho, en los ejercicios de valoración contingente se observa que la DC es sistemáticamente muy superior a la DP. Esto se debe, por una parte, a que en la DP los individuos perciben la restricción impuesta por el ingreso, lo que no sucede en la DC. Pero en la literatura se ha destacado que esa diferencia puede también estar explicada porque los individuos valoran de forma asimétrica las pérdidas y las ganancias, y lo que consideren una pérdida o una ganancia estará muy condicionado por la percepción que tienen de la estructura de derechos (reales o presumidos).

Según Pearce y Turner (1995, p. 173), el hecho de que los individuos perciban de forma diferente pérdidas y ganancias ha sido caracterizado por los psicólogos en tanto que una “disonancia cognitiva”. Los individuos parten de una posición inicial que consideran “normal”. Cualquier ganancia con respecto a esa posición “normal” se considerará un beneficio adicional valorable, pero cualquier pérdida con respecto a lo “normal” adquiere la dimensión de una renuncia a sus “derechos”. En el primer caso se observaría una “estructura de adquisición” mientras que en el segundo se produciría una “estructura de compensación”. Por lo tanto, en este contexto, los individuos valoran más una pérdida que una ganancia, desde la posición “normal”, y relacionan la pérdida con la compensación y la ganancia con el pago. Ahora bien, que algo se considere como una pérdida o como una ganancia dependerá de los derechos de propiedad presumidos o reales, y como la compensación se relaciona con la pérdida y el pago con la ganancia, la DC y la DP están introduciendo implícitamente consideraciones opuestas sobre los derechos de propiedad. Consecuentemente, no es irrelevante que la cuestión se plantee en términos de DC o de DP, ya que, en el primer caso se les está transmitiendo la señal de que pierden un derecho por lo que deben ser compensados, mientras que en el segundo obtendrían una ganancia a la que no tendrían derecho por lo que deben pagar por ella, y esto quedará reflejado en las valoraciones (Azqueta, 1994, p. 44), de manera que si lo que efectivamente se pretende es obtener valoraciones que puedan utilizarse en el proceso de toma de decisiones, deberá ponerse especial cuidado al elegir entre la DC y la DP, es decir, al seleccionar la posición “normal”. En efecto, según Vatn y Bromley (1995, p. 15), si se pre-

sume que un individuo tiene derecho a algo, el enfoque relevante es la DC, mientras que si se supone que no lo tiene, lo adecuado es la DP. No obstante, como matizan estos autores, el problema de fondo radica en la ambigua estructura de derechos de propiedad de muchos de los bienes y servicios medioambientales, lo que puede llevar a confusión a los propios individuos, pero también puede crear conflicto entre lo que percibe el encuestado y lo que percibe el encuestador (Vatn y Bromley, 1995, p. 16).

En resolución, y como señala Azqueta (1994, p. 45), para poder elegir adecuadamente entre la DC y la DP será necesario adoptar previamente una decisión sobre los derechos de la persona y los de la sociedad, lo cual trasciende el ámbito estrictamente técnico de la cuestión. De ahí que el problema presente complicaciones adicionales. Tal es el caso si los individuos a los que se les pregunta en tanto que consumidores responden en tanto que ciudadanos, es decir, si los individuos parten de la consideración de que el activo medioambiental es propiedad de toda la sociedad, lo que puede no sólo generar divergencias entre la DC y la DP sino, adicionalmente, aunque se presuma un derecho, dar como resultado la inadecuación de la DC. En el caso de que a los individuos que razonan como ciudadanos se les pregunte por la DP para mantener un bien que consideran de propiedad colectiva (o en el que se introduzcan consideraciones morales como el derecho a la vida de otras especies), esa valoración puede estar sesgada porque puede tener simplemente el carácter de donación para ayudar a mantener un activo cuya preservación consideran que es responsabilidad de la acción colectiva. Por el contrario, si se les pregunta por la disposición a recibir un pago por el hecho de que desaparezca un bien que se considera propiedad social, los individuos pueden interpretarlo como un soborno por actuar inmoralmente, por lo que, o bien pueden rechazar el planteamiento, o bien la compensación exigida deberá ser muy elevada para que ellos acepten abandonar sus responsabilidades como ciudadanos (Blamey y Common, 1994, p. 200).

Estimamos, por lo tanto, que la generalidad de las críticas dirigidas a la divergencia entre la DP y la DC relativizan el resultado de la valoración monetaria y de la comparación entre costes y beneficios, ya que aquel no será unívoco sino que dependerá de la estructura de derechos subyacente. Estamos pues ante una crítica dirigida a los autores que pretenden eludir las consideraciones morales inherentes a la adjudica-

ción de derechos utilizando el argumento de los beneficios y los costes *stricto sensu*.

Además de las críticas mencionadas debemos hacer referencia a otro importante problema que es el de la elección de la tasa de descuento puesto que adquiere gran importancia en la Economía del Medio Ambiente para la actualización de la corriente de costes y beneficios y para la determinación del ritmo de uso de los recursos.

Los argumentos que se utilizan para justificar el uso de tasas de descuento positivas son básicamente dos (Pearce y Turner, 1995, p. 269)³¹. El primero es que los individuos son impacientes, prefieren obtener sus beneficios ahora y no en el futuro. El segundo se basa en la productividad del capital ya que, si se decide sustituir consumo presente por inversión, los recursos invertidos permitirán un mayor consumo en el futuro que si se consumieran ahora. Ahora bien, el uso de una tasa de descuento positiva y elevada puede tener efectos negativos sobre las generaciones futuras (Pearce y Turner, 1995, pp. 278-79):

- Cuanto mayores sean las tasas de descuento, tendrían más posibilidades de superar el test del análisis coste-beneficio los proyectos cuyos beneficios se obtienen fundamentalmente a corto plazo y cuyos costes se producen principalmente a largo plazo.
- Los proyectos que ofrezcan beneficios sociales a largo plazo no se verán favorecidos por el análisis coste-beneficio si las tasas de descuento son elevadas.
- Elevadas tasas de descuento pueden desanimar la inversión y disminuir así la herencia de capital de las generaciones futuras.

Teniendo en cuenta estos posibles efectos sobre las generaciones futuras, se ha planteado la posibilidad de una diferenciación entre una tasa de descuento privada y una tasa de descuento social que serían el resultado, respectivamente, de las preferencias individuales actuando en su propio interés y de las preferencias de los individuos como ciudadanos. Con esta diferenciación se pretende destacar el hecho de que las tasas de descuen-

³¹ Véase una panorámica de la lógica del descuento y de sus principales críticas en Pearce y Turner (1995, p. 267 y ss.) y Azqueta (2002, p. 143 y ss.).

to del mercado o privadas serían demasiado elevadas al no recoger adecuadamente la consideración de los individuos hacia las futuras generaciones, consideración que sí podría reflejarse en las tasas sociales, debiendo así ser estas últimas más reducidas.

Sin embargo, Pearce y Turner encuentran algunos problemas en estos planteamientos. Por un lado, consideran que los defensores de disminuir las tasas de descuento no se pronuncian sobre el *quantum* de la reducción, lo que se traduce en una teoría indeterminada sobre la selección de la tasa. Por otro lado, señalan que la relación entre elevadas tasas de descuento y deterioro medioambiental no es única, si tenemos en cuenta que elevadas tasas de descuento podrían tener efectos depresivos sobre la inversión y, por ello, sobre la demanda de recursos naturales. Además, tasas elevadas de descuento podrían desincentivar proyectos de desarrollo que compiten con usos más ambientalmente benignos de los recursos. Por tanto, no es fácil predecir un efecto claro entre la elección de la tasa de descuento y el ritmo de uso de los recursos, razón por la que estos autores plantean complementar la valoración monetaria con un requerimiento de sostenibilidad, cuestión sobre la que volveremos en el siguiente apartado.

En fin, las críticas vertidas sobre la valoración monetaria del medio ambiente han conducido a que incluso autores defensores de la valoración monetaria y del criterio coste-beneficio adopten una posición de cautela ante el uso exclusivo de este criterio para la toma de decisiones medioambientales en los casos en que estas se caractericen por una gran incertidumbre y por la irreversibilidad. En este sentido se expresa Azqueta (1996, p. 45) cuando afirma que “la fortaleza de estos métodos se encuentra en descubrir lo que la gente pagaría en un hipotético mercado por el valor de uso de una serie de servicios no esenciales de los recursos ambientales: sería incorrecto pretender otra cosa de ellos”.

1.2.1.5. Cambios introducidos por la Economía del Medio Ambiente en el enfoque económico convencional

En todo lo expuesto hasta ahora nos hemos centrado en el carácter nuclear del concepto de externalidades en las aportaciones de la Economía del Medio Ambiente y hemos señalado los principales problemas que plantea la internalización de las externali-

dades medioambientales dado su carácter específico (debido fundamentalmente a la existencia de externalidades *stock* y de externalidades diacrónicas). Sin embargo, y como ya hemos argumentado, la corrección de las externalidades basada en la valoración monetaria del medio ambiente no es considerada suficiente por todos los autores de este enfoque para garantizar la sostenibilidad del desarrollo económico. Precisamente por ello, trataremos a continuación de presentar los principales cambios analíticos que la Economía del Medio Ambiente ha planteado en el enfoque económico convencional, lo que nos va a permitir especificar los dos criterios principales para la sostenibilidad que de ella surgen y que serán analizados *in extenso* en el apartado 1.3.2.

En efecto, y como ya hemos señalado en epígrafes anteriores, la Economía del Medio Ambiente no propone un planteamiento rupturista con el pensamiento económico convencional aunque se le haya calificado, en ocasiones, de revisionista ya que la importancia de la interacción entre la economía y el medio natural conllevará necesariamente la incorporación de algunas modificaciones en la visión económica tradicional, pero sin alterarla en lo sustancial. Procedamos pues a analizar tales cambios.

Como matiza Roberto Bermejo (1994), el paradigma convencional se basa en tres puntos fundamentales: 1) El libre mercado asigna eficientemente los recursos; 2) El crecimiento económico está directamente relacionado con el bienestar, y aparece suficientemente representado por los indicadores de renta de las contabilidades nacionales; 3) Es posible y necesario el crecimiento ilimitado. Pues bien, las modificaciones que introduce la Economía del Medio Ambiente según Roberto Bermejo son las siguientes: “1) El mercado asigna normalmente bien los recursos, excepto en el terreno ambiental, por lo que hay que valorar los daños ambientales y añadir estos valores a los precios para que el mercado sea de verdad universalmente eficiente; 2) El crecimiento económico es sinónimo de bienestar, siempre que el bien ambiental no sea alterado sustancialmente. Si lo es, a los indicadores de riqueza (bienestar) habrá que restarles el valor asignado a este bien; 3) El crecimiento ilimitado es posible y necesario, pero hay que preocuparse de que los recursos físicos fundamentales del planeta no sean destruidos” (Bermejo, 1994, pp. 103-104).

A partir de la cita precedente, vale la pena profundizar en el alcance de esos cambios introducidos por la Economía del Medio Ambiente en el enfoque convencional, destacando los seis que consideramos más significativos.

En primer lugar, se enfatizan las funciones económicas que desempeña el medio natural y, a través de ellas, se establece la interacción entre economía y medio ambiente.

Se distinguen, en este contexto, tres funciones económicas del medio ambiente:

- a) Proporciona recursos al sistema económico.
- b) Es el receptor último de residuos.
- c) Proporciona utilidad estética y bienestar espiritual.

Estas funciones del medio son económicas “porque todas tienen un valor económico positivo: si las vendiéramos o compráramos en el mercado, todas tendrían precios positivos” (Pearce y Turner, 1995, p. 70).

En segundo lugar, la relación entre el proceso económico y el medio ambiente se percibe como un flujo circular —denominado por Pearce y Turner (1995, p. 70) economía circular o modelo de “balance de materiales”—, frente a la visión lineal del sistema económico tradicional. Este flujo circular considera que el proceso económico se inicia con un flujo de recursos naturales destinados a la producción de bienes de consumo que posteriormente serán consumidos generando utilidad o bienestar. Pero, tanto en el momento de obtener los recursos naturales como en los procesos de producción y consumo, se generan residuos, algunos de los cuales pueden ser reciclados y pueden así volver a utilizarse en la producción como recursos, pero otros se pierden inevitablemente como se deriva de la Segunda Ley de la Termodinámica, por lo que será necesario que sean asimilados por el medio ambiente. Se incorpora así la Segunda Ley, aunque sólo en la medida en que se reconoce que el sistema económico genera residuos que no son siempre reciclables de forma que el medio ambiente, como sumidero de residuos, cumple también una destacable función económica. En este esquema circular se tiene también en cuenta que el medio ambiente puede proporcionar directamente utilidad o bienestar a los individuos en forma de disfrute estético y bienestar espiritual.

En tercer lugar, debido precisamente a las funciones señaladas, se reconoce la posibilidad de que, si no se utiliza racionalmente, el medio ambiente puede suponer un límite

al crecimiento continuado (entendido como el incremento continuado del ingreso real per cápita). Si no tenemos en cuenta la importancia de las funciones económicas prestadas por el medio natural podemos disfrutar de un crecimiento económico intenso pero breve. De ahí la necesidad de disponer de criterios que conduzcan a un uso racional del medio ambiente.

En cuarto lugar, el deterioro del medio ambiente se debe a la sobreexplotación a la que se ve sometido. El origen de esa sobreexplotación está en que para muchos de los bienes y servicios que presta el medio natural el mercado no funciona correctamente, por lo que carecen de precio (o son muy baratos). Es así necesario dotar de racionalidad económica al uso del medio ambiente y el criterio más adecuado para guiar los procesos de toma de decisiones es la comparación entre los costes y beneficios monetarios, para lo cual será necesario imputar valores monetarios al medio ambiente que permitan esa comparación y eviten su despilfarro. Pero, a diferencia de otros bienes y servicios en los que su valor económico está relacionado con la capacidad de excluir a otros de su uso (o de su propiedad), el valor económico (VET) de los activos medioambientales incluye el valor de uso actual, el valor de opción y el valor de existencia.

En quinto lugar, la base de la valoración monetaria en la Economía del Medio Ambiente sigue estando en la expresión de las preferencias de los individuos en el mercado. Ahora bien, si el valor económico total del medio ambiente incluye un valor de opción y un valor de existencia, las preferencias del individuo no responden al típico patrón egoísta convencional. El comportamiento del individuo podría así estar guiado por una racionalidad ampliada en la que tiene cabida el altruismo en la forma de interés, simpatía o respeto por otros seres humanos, presentes o futuros, y por otras especies, con lo que se incorporan aspectos éticos que chocan con la racionalidad egoísta de mercado propia del supuesto convencional, lo que conduce a serias contradicciones cuando, para estimar el VET, se recurre a simular aquella racionalidad.

En sexto y último lugar, el objetivo ya no es el crecimiento económico sino el crecimiento económico sostenible. Esta ampliación temporal supone, consecuentemente, la necesidad de tener en cuenta las implicaciones que las decisiones económicas actuales tienen sobre las futuras generaciones. La Economía Ambiental trata de incorporar en sus valoraciones monetarias a las generaciones futuras aplicando una tasa de descuento, mé-

todo que, como ya hemos visto, ha sido muy discutido y considerado insuficiente por algunos autores³².

A pesar de todas las modificaciones señaladas, hemos insistido en que no alteran en lo sustancial el enfoque convencional puesto que, aunque trate de ampliar su objeto de estudio a bienes que, por su propia naturaleza, no son apropiables ni intercambiables (carecen de valor de cambio en el mercado), la solución adoptada es la de imputar valores monetarios a esos bienes simulando, para ello, mercados hipotéticos, por lo que sigue siendo un enfoque centrado en los valores de cambio, si bien, ahora, a través de la mencionada imputación. La escasez sigue siendo subjetiva y se trata de captar a través de esa valoración monetaria. Por lo tanto, aunque se tengan en cuenta las funciones que desempeña el capital natural no se hace referencia a su escasez física absoluta, por lo que persiste un enfoque analítico cerrado al mundo físico y, consecuentemente, no trasciende la esfera de lo social (en el sentido convencional del término).

Ahora bien, ante las debilidades que muestra este planteamiento frente a la posibilidad de pérdidas naturales irreversibles, ya comentadas en las críticas a la valoración monetaria y a la elección de la tasa de descuento, algunos autores de la Economía del Medio Ambiente han considerado que el criterio de toma de decisiones basado en la comparación de la corriente actualizada de costes y beneficios no es suficiente para garantizar la sostenibilidad del crecimiento económico.

Precisamente al hilo de esta insuficiencia, Pearce y Turner proponen un procedimiento alternativo que permitiría incorporar el requisito de sostenibilidad en la toma de decisiones. Estos autores defienden que el requisito de sostenibilidad quedaría bien representado en la exigencia de mantener constantes las existencias de capital natural. Por tanto, “al evaluar decisiones, podemos integrar la sustentabilidad en la decisión imponiendo la limitación de que, sean cuales sean los otros beneficios y costes asociados a la decisión, las existencias de capital natural deben ser constantes. (...) Por ejemplo, para apoyar un determinado proyecto los beneficios deberían ser mayores que los costes, pero sería un requisito que cualquier daño ambiental producido por dicho proyecto debiera ser compensado a través de la restauración y la rehabilitación”. Y concluyen: “Obviamente, la idea del principio de sustentabilidad es contro-

³² Cuando no radicalmente criticado. Es el caso de Georgescu-Roegen. En el contexto de la presente nota, baste referenciar la breve pero incisiva glosa que hace Martínez Alier (1994, pp. 46-49) a este respecto.

vertida, pero también lo es la toma de decisiones con tasas de descuento determinadas de modo convencional. *Ajustar las tasas de descuento probablemente sea ineficiente y chapucero. El requisito de sustentabilidad puede que lo sea menos*” (Pearce y Turner, 1995, p. 283; cursiva nuestra). Por consiguiente, para los defensores del requisito de sostenibilidad basado en la exigencia de mantener constantes las existencias de capital natural, el criterio de compensación potencial que subyace a la práctica del análisis coste-beneficio no puede considerarse compatible con la justicia inter e intra generacional. Como señala Turner (1991, p. 211), el criterio de compensación potencial “no es consistente con el objetivo de sostenibilidad ya que este último es en parte una meta orientada a la equidad. El desarrollo sostenible requiere que tanto el objetivo de eficiencia como el de equidad sean tratados a través de la compensación real...”.

Pues bien, teniendo en cuenta la precedente argumentación podemos distinguir dentro de la Economía del Medio Ambiente dos criterios diferentes para adoptar decisiones sobre el uso del entorno ambiental:

- a) Criterio del análisis coste-beneficio, siempre y cuando se incluya el VET de los recursos ambientales.
- b) Criterio del análisis coste-beneficio (incluyendo el VET de los recursos ambientales) ampliado con un requisito de sostenibilidad consistente en mantener constantes las existencias de capital natural.

Tras estos dos criterios subyacen importantes diferencias sobre las posibilidades de sustitución entre el capital natural y el capital construido y se derivan diferentes condiciones para el desarrollo sostenible, problemática a la que dedicaremos el epígrafe 1.3.2 de nuestra investigación doctoral.

1.2.2. LA ECONOMÍA ECOLÓGICA

Como ya expusimos al referirnos a la Economía Ambiental, el enfoque económico convencional se centró, ya desde los autores clásicos, en el ámbito de los valores de

cambio, haciendo abstracción del entorno físico. La Economía Ambiental, ante la necesidad de incorporar las funciones económicas medioambientales, introdujo algunos cambios en el enfoque convencional aunque sin modificarlo en lo sustancial, limitándose así a tratar los problemas medioambientales como “fallos de mercado” que es necesario corregir, imputando valores monetarios, para que el mercado pueda seguir asignando eficientemente los recursos. De esta forma, la Economía Ambiental vuelve a circunscribirse al ámbito de los valores de cambio.

Sin embargo, la percepción creciente de que los caminos dispares seguidos por los desarrollos económicos y ecológicos tradicionales no permitían un tratamiento adecuado de la complejidad que encierran las interrelaciones socio-económico-ambientales, ha desembocado en la búsqueda de un nuevo enfoque que, por la vía de la integración entre lo económico y lo ecológico, facilite la comprensión de una realidad cada vez más compleja. Estos esfuerzos han dado lugar a lo que se conoce como Economía Ecológica. Este nuevo enfoque³³ se configura como un proyecto que persigue la síntesis entre Economía y Ecología en aras de lograr métodos de análisis y gestión que permitan lograr la sostenibilidad del sistema global. Alcanzar este objetivo exige cambios en la metodología, conceptos y herramientas utilizados por la Ciencia Económica y supone la necesidad de abandonar la visión tradicional del proceso económico como un sistema cerrado y autosuficiente.

Analizaremos, a continuación, los rasgos básicos que caracterizan a este enfoque alternativo por cuanto permiten distinguirlo tanto de la Economía y Ecología convencionales como de la Economía del Medio Ambiente. Para ello, comenzaremos destacando, en un apretado resumen, la relevancia de la Segunda Ley de la Termodinámica en la formación del marco conceptual y analítico de la Economía Ecológica.

1.2.2.1. La Ley de la Entropía y el problema de la irreversibilidad

Quizá una de las principales críticas que se han formulado desde la Economía Ecológica al enfoque económico convencional se ha dirigido a la limitación analítica

³³ Aunque nos estamos refiriendo a la Economía Ecológica como un nuevo enfoque, lo cierto es que sus raíces se han ido desarrollando durante más de un siglo como se muestra, por ejemplo, en las obras de Martínez-Alier, J. (1987), Naredo, J. M. (1987) y Grinevald, J. (1990).

y conceptual que se deriva de considerar exclusivamente, como ya hemos visto con anterioridad, la escasez subjetiva, lo que impide el tratamiento adecuado de los problemas de irreversibilidad –y, por ende, de escasez objetiva– asociados al uso de los recursos naturales. Para la Economía Ecológica, esto no es más que la consecuencia del hecho de que la Economía estándar, para poder mantener su coherencia interna, ha preferido ignorar la realidad física que impone la Segunda Ley de la Termodinámica, la cual se ha convertido, por el contrario, en una de las piedras angulares del nuevo enfoque.

Por estas razones, en este epígrafe arrancaremos exponiendo el contenido básico de la Segunda Ley; posteriormente, nos centraremos en la reinterpretación del proceso económico que, a la luz de la misma, lleva a cabo Georgescu-Roegen, cuyas aportaciones pueden considerarse claves en el origen y desarrollo de la Economía Ecológica; por último, recogeremos el debate actual que se mantiene en el seno de este enfoque sobre la relevancia para la Economía de la referida Ley.

♦ La Segunda Ley de la Termodinámica

La Primera Ley de la Termodinámica, también conocida como la Ley de la Conservación de la Energía, enuncia que la energía no se crea ni se destruye, sólo se transforma.

Siguiendo a Ehrlich *et al* (1989, p. 57), si la energía es trabajo almacenado, la Primera Ley equivale a postular que ese trabajo almacenado no se crea ni se destruye. Pero no todos los tipos de trabajo almacenado son igualmente convertibles en trabajo útil aplicado. Es por ello que se denomina disponibilidad al grado de convertibilidad de la energía (de trabajo almacenado a trabajo aplicado). Habrá, así, formas de energía con elevada disponibilidad (energía de alto grado) y otras con reducida disponibilidad (energía de bajo grado) y, cuando tiene lugar un proceso de transformación de energía de alto grado en energía de bajo grado, el resultado es la correspondiente degradación energética. Por lo tanto, en cualquier proceso de transformación de una cantidad dada de energía, la calidad de la misma es de alguna forma degradada, de más útil a menos útil.

En resumen, para toda transformación energética, no se verifica una destrucción o “consumo” definitivo, en el sentido convencional del término (como ya sabemos por la Primera Ley de la Termodinámica), pero sí se reduce la disponibilidad de la cantidad utilizada de energía en orden a la realización de un trabajo útil adicional, proceso este que nos remite al concepto de entropía, el cual resulta cardinal para la formulación de la Segunda Ley, por cuanto la entropía es “una medida del grado de irreversibilidad o degradación de la energía, concepto que se asocia al de desorden (la entropía negativa equivale a orden, información e improbabilidad)” (Jiménez Herrero, 1992, p. 341). En efecto, la energía libre o disponible incorpora una estructura ordenada, mientras que la no disponible carece de su precedente organización característica. De ahí que la entropía se pueda definir también como una medida del desorden (Georgescu Roegen, 1989, pp. 63-64). Procede, pues, plantear el contenido y, por lo que aquí interesa, las implicaciones de la Segunda Ley de la Termodinámica o Ley de la Entropía³⁴.

En 1824, el ingeniero francés Sadi Carnot en su trabajo *Reflexiones sobre la potencia motriz del fuego y sobre la máquinas aptas para desarrollar esa potencia*, sentó las bases de la Termodinámica y esbozó su Segunda Ley, la cual sería formalizada treinta años después por Rudolph Clausius: “en un sistema aislado la entropía acusa incrementos continuos o, en procesos reversibles, permanece constante” (Faber *et al*, 1996, p. 99). Según Ehrlich *et al* (1989, p. 57, cursiva en el original), el mensaje de esta Segunda Ley es que “*todos los procesos físicos, naturales y tecnológicos ocurren de tal manera que la disponibilidad de la energía implicada decrece*. (En la teoría se pueden construir procesos en los que la disponibilidad de la energía permanece constante en vez de decrecer, pero en todos los procesos reales hay *algún decrecimiento*)”³⁵.

³⁴ Nos ha resultado especialmente clarificadora la revisión efectuada por Faber *et al* (1996) sobre las cuestiones más controvertidas relativas tanto al contenido como a la aplicabilidad e implicaciones para la Economía de la Segunda Ley. En el capítulo titulado “Entropy: A Unifying Concept for Ecological Economics”, estos autores (con la colaboración de Stefan Baumgärtner) explican, entre otras cuestiones, la evolución histórica del concepto de entropía. Para mayor abundamiento, pero ahora desde una perspectiva deliberadamente científico-divulgativa, resulta gratificante el Capítulo 5 de M. Guillén (1999), *Cinco ecuaciones que cambian el mundo*, Ed. Debate, Madrid, pp. 143-183.

³⁵ Cabe en este punto señalar que, aunque Clausius formuló su Ley para la energía, lo cierto es que, tras posteriores aportaciones, los físicos actuales aplican la Primera y Segunda Ley de la Termodinámica tanto a la materia como a la energía (Faber *et al*, 1996, p. 117). Véase en la citada obra una disquisición sobre la aplicabilidad de la Segunda Ley a la materia.

En consecuencia, la Segunda Ley de la Termodinámica es el respaldo físico al hecho de que el universo se mueve en una dirección, del orden hacia el desorden, siendo el estado final de esta evolución su “muerte térmica”, es decir, el estado de máxima entropía.

Una vez expuesto su contenido básico, resulta oportuno destacar, con vista a posteriores análisis sobre su aplicabilidad al sistema económico, que, como ya señalamos, la Segunda Ley rige en sistemas aislados³⁶, los cuales son realmente difíciles de encontrar en la realidad. Puede considerarse que el universo es un sistema aislado aunque no ha sido contrastado. La Tierra es una buena aproximación a un sistema cerrado porque intercambia energía con el exterior: recibe baja entropía del sol e irradia alta entropía.

Esta referencia a un sistema aislado despertó el interés sobre lo que acontecía en los sistemas abiertos. En la década de los cuarenta, fue el físico Erwin Schrödinger quien, ante la percepción de que la evolución biológica en la Tierra conducía hacia estructuras cada vez más complejas (lo cual no parecía muy consistente con el desorden entrópico), llamó la atención sobre el hecho de que los sistemas vivos son sistemas abiertos, mientras que la Segunda Ley describe sistemas aislados. Observó que los sistemas vivos que no estaban en equilibrio termodinámico podían mantener su estado a largo plazo únicamente importando baja entropía de su entorno y enviando alta entropía al mismo (Faber *et al*, 1996, p. 107).

De todo ello se deduce que un sistema abierto puede disminuir su entropía por el intercambio de materia y energía con su medio. Ahora bien, si ese sistema abierto es un subsistema de otro más amplio que es aislado, el primero conseguirá reducir su entropía y evolucionar hacia estructuras más complejas pero siempre a costa de incrementar la entropía en el sistema aislado que lo contiene, lo cual es perfectamente coherente con la Segunda Ley. Sólo por una disipación permanente, esto es, la degradación de energía de baja entropía y materia, pueden los sistemas abiertos reducir su entropía, por lo que Prigogine los caracterizó como “estructuras disipativas” (*dissipative structure*) (Faber *et al*,

³⁶ Un sistema aislado se define como aquel que no intercambia materia ni energía con el exterior (a diferencia de un sistema cerrado, que intercambia energía pero no materia con el exterior y de un sistema abierto que intercambia tanto materia como energía con el exterior).

1996, p. 108). En resumen, en un sistema abierto se consigue retrasar la tendencia entrópica incorporando entropía negativa o neguentropía pero a costa de incrementar la entropía global del sistema aislado que lo contiene.

A todo ello puede añadirse que, como destacaron Prigogine y sus colaboradores, no todos los sistemas abiertos tienen el potencial para desarrollar estructuras disipativas y aquellos que lo tienen (los sistemas que están lejos del equilibrio termodinámico) dependen, para poder experimentar una evolución auto-organizada hacia un orden y estructura más complejos, de que exista un flujo suficiente de entropía negativa desde fuera del sistema. En la evolución de esos sistemas abiertos, cuando determinados parámetros del sistema superan algunos niveles críticos, el estado estacionario previo se convierte en inestable y aparecen nuevos estados estacionarios estables potenciales, uno de los cuales será seguido por el sistema aunque no puede predecirse *ex ante* cuál de ellos será debido a la inestabilidad que exhibe el sistema en ese nivel crítico. El sistema se situará de nuevo en otra senda estable hasta que los parámetros superen nuevos valores críticos. De esta forma, la evolución del sistema sólo puede ser conocida *ex post* y su evolución futura será dependiente del comportamiento pasado del sistema (Faber *et al*, 1996, p. 107 y ss.).

♦ La reinterpretación del proceso económico según Georgescu-Roegen

Resulta difícil exagerar la singular importancia de la obra de este economista en orden a fundamentar el nacimiento y el posterior desarrollo de la Economía Ecológica. Y es precisamente a partir de la Ley de la Entropía que Georgescu-Roegen propone un cambio radical de rumbo para trascender los estrechos márgenes de la economía convencional y, por esa vía, ofrecer una alternativa (obviamente heterodoxa) para el análisis de los procesos económicos³⁷.

Procedamos a presentar una síntesis de las originales aportaciones de nuestro autor en el contexto de las siguientes categorías básicas:

³⁷ La siguiente referencia será aquí suficiente para justificar tal afirmación: "Nicholas Georgescu-Roegen sobre sí mismo", en *Grandes economistas de hoy. (El testimonio vivo y la visión de los grandes economistas de hoy)*, Ed. Debate, Madrid, pp. 149-186.

- a) La naturaleza entrópica del proceso económico.
- b) La escasez absoluta de los recursos.
- c) La evolución unidireccional irreversible del proceso económico.
- d) La imposibilidad del crecimiento económico ilimitado.
- e) La complementariedad entre los recursos naturales y otros factores de producción en el proceso productivo.

a) *La naturaleza entrópica del proceso económico.* Como sostiene Georgescu-Roegen no podemos entender el proceso económico como un proceso circular y cerrado tal como lo concibe la economía convencional. Debemos, por el contrario, entenderlo como un proceso unidireccional y abierto que, para mantener su propio orden, absorbe del medio materia-energía en estado de baja entropía que posteriormente se devuelve al medio en estado de alta entropía. En otras palabras, el proceso económico toma recursos naturales y emite residuos (termodinámicos) sin valor (Georgescu-Roegen, 1989, pág 62), es decir, en alto grado inservibles para su reutilización en tanto que *inputs* energéticos. En este sentido, el proceso económico es un proceso entrópico que no crea materia ni energía sino que “simplemente” transforma baja en alta entropía.

b) *La escasez absoluta de recursos.* Como resulta evidente, a partir de la escala de valores dominante, el objetivo perseguido por los procesos económicos no es convertir recursos en desperdicios sino el disfrute de la vida (a través de la diversificación acumulativa de bienes y servicios), lo que, en definitiva, constituye una finalidad inmaterial. Pero para poder mantener ese flujo y, por tanto, para colmar aquel objetivo, la disposición de la baja entropía proporcionada por el entorno físico-material se hace imprescindible. A ello se añade el hecho de que todos los objetos con valor económico tienen una estructura ordenada y, en consecuencia, una entropía baja. Estas consideraciones, unidas a las expuestas en el punto anterior, conducen al autor a estas dos reflexiones: primera, que “la lucha económica del hombre se centra en la baja entropía del medio” y, segunda, “que esta es escasa en un sentido diferente al de la tierra ricardiana que, como los yacimientos carboníferos, se halla disponible en cantidades limitadas. La diferencia estriba en que un pedazo de carbón se puede utilizar sólo una vez” (Georgescu-Roegen, 1989, p. 66). Por tanto, “la ley de la entropía es el meollo de la escasez económica. Si no fuera

por esta ley usaríamos la energía de un pedazo de carbón una y otra vez, transformándola en calor, el calor en trabajo, y el trabajo otra vez en calor” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 789).

Ciertamente, podría argumentarse que la Tierra flota en un gran almacén de energía disponible (esto es, en un estado aprovechable para el hombre) pero esto “no significa que el hombre pueda *realmente* usar cualquier energía disponible sin tomar en cuenta el lugar y la forma en que se encuentre. Para que la energía aprovechable [disponible] tenga algún valor para la humanidad debe también ser *accesible*” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 790, cursiva en el original) y que su aprovechamiento no suponga un gasto energético mayor que la energía que podemos aprovechar.

De ahí que resulte indispensable analizar cuáles son las principales fuentes de baja entropía disponibles para los humanos: por un lado, la energía libre recibida del Sol y, por otro lado, la energía libre y las estructuras materiales ordenadas que están almacenadas en las entrañas de la Tierra. Mientras que la energía solar es un flujo, la energía y las estructuras materiales de la Tierra que proporcionan baja entropía son un acervo. El problema radica en que las bases productivas y organizativas de la sociedad industrial no han sido diseñadas para el aprovechamiento del flujo solar ni de la energía libre (eólica, por lo esencial), sino para la explotación irrestricta del acervo limitado que proporciona la Tierra, cuyos recursos asequibles son, obviamente, finitos: “Por principio, existe el sencillo argumento de que, precisamente como ha ocurrido con muchas leyes naturales, las leyes en que basamos la finitud de los recursos accesibles serán, a su vez, refutadas. La debilidad de este argumento histórico es que la historia prueba con más fuerza aún, primero, que en un espacio finito solamente puede haber una cantidad finita de baja entropía y segundo, que la baja entropía continua e irrevocablemente va disminuyendo” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 798).

Como ya se vislumbra en la cita anterior, las consideraciones de Georgescu-Roegen sobre la escasez de los recursos le han conducido a criticar lo que él ha denominado “la falacia de la sustitución infinita”, es decir, la idea de que la humanidad, mediante el progreso tecnológico continuado, siempre encontrará recursos adicionales para sustituir aquellos que se vuelven escasos.

Adopta así el autor una postura contraria a la de los economistas afectos a la corriente principal, los cuales suelen oponerse a la idea de una posible escasez real y general de

los recursos que impida el crecimiento acumulativo. Es más, algunos han defendido la imposibilidad de referirse a la escasez absoluta de recursos naturales ya que la definición básica de la categoría “recurso” cambia con el tiempo: lo que actualmente consideramos como tales pueden no serlo en el futuro, y viceversa, dependiendo tanto de los avances tecnológicos como de los cambios institucionales. Pero, según Georgescu-Roegen, estos autores olvidan no sólo los principios de la accesibilidad y disponibilidad sino que, además, “*y dado que todas las clases de recursos juntas representan una cantidad finita, ningún cambio taxonómico puede ir más allá de esa finitud*” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 800, cursiva en el original). Razón por la que, finalmente, se opone a la idea de la sustitución infinita puesto que “*la sustitución dentro de una existencia finita de baja entropía accesible, cuya irrevocable degradación es acelerada por el uso, no puede posiblemente continuar para siempre*” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 802, cursiva en el original)³⁸.

c) *La evolución unidireccional irreversible del proceso económico.* Como sostiene Georgescu-Roegen (1989, p. 67), “el proceso económico está cimentado sólidamente en una base material sujeta a determinadas restricciones. En razón de estos obstáculos, el proceso económico tiene una evolución unidireccional irrevocable” y, por lo tanto, es irreversible como lo es cualquier otro proceso de la vida. Es más, “debido a la ley de la entropía, entre el proceso económico y el medio ambiente hay un nexo dialéctico. El proceso económico cambia el medio ambiente de forma irrevocable y es alterado, a su vez, por ese mismo cambio también irrevocable” (Georgescu-Roegen, 1994, p. 312).

d) *La imposibilidad del crecimiento económico ilimitado.* En un mundo finito no es posible el crecimiento económico continuado, tanto porque los recursos (baja entropía) son limitados, como porque la capacidad de asimilación de residuos del medio también lo es. En palabras de nuestro autor: “Debido a la naturaleza entrópica del proceso económico, los desechos son un producto tan inevitable como el insumo de los recursos naturales” y como, por añadidura, “la ley de la entropía no prevé formas de enfriar un planeta sometido a calentamiento continuo, la contaminación térmica puede ser un obstáculo de mayor importancia para nuestro desarrollo que la finitud de los recursos accesi-

³⁸ Tampoco el reciclado permite escapar de tal finitud ya que ello exige la utilización de “una cantidad adicional de baja entropía mucho mayor que el decremento registrado en la entropía de lo que se está reciclando. No existe el reciclaje gratuito, como tampoco una industria sin desechos” (Georgescu-Roegen, 1989, p. 68).

bles” (Georgescu-Roegen, 1975, pp. 795 y 797). Si a todo ello añadimos que tanto la creciente puesta en práctica de procesos de reciclaje, como el control y, en su caso, la disminución de la contaminación ambiental, exigen el consumo progresivo de energía adicional, de todo ello se colige que no sólo estamos ante la imposibilidad referida, sino que, por añadidura, esta va asociada, por una parte, a una consecuencia preocupante a nivel planetario: el cambio climático; y, por otra, al inevitable problema del incremento de los costes energéticos.

Pero nuestro autor no limita su crítica a los términos antedichos. La extiende a la moderna tesis del estado estacionario. En efecto, Georgescu-Roegen (1975, p. 811) sostiene que “el error decisivo consiste en ignorar que no sólo el crecimiento, sino también un estado de crecimiento cero, es más, aún un estado declinante que no converja a la aniquilación, no puede existir para siempre en un medio ambiente finito”. Dicho de otra forma, se reafirma en los límites temporales de todo proceso económico: un eventual estado estacionario también estaría sometido a una duración finita.

En última instancia pues, no parece realista la prohibición de detener (ya no digamos de invertir) la marcha del proceso entrópico; a lo más que podemos aspirar es a “prevenir cualquier deterioro innecesario de los recursos y del medio ambiente, pero sin pretender que sabemos lo que significa exactamente ‘innecesario’ en este contexto” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 805).

e) *La complementariedad entre los recursos naturales y otros factores de producción en el proceso productivo.* Georgescu-Roegen se refiere aquí a la (su) distinción entre *stocks*, fondos y flujos, es decir, a lo que se ha denominado el modelo de flujo de fondos. La intensidad en el consumo de los *stocks* puede decidirse, es decir, pueden llegar a agotarse a un ritmo de explotación creciente o, alternativamente, cabe plantear un uso lento de los mismos. La explotación de los *stocks* produce flujos. El proceso económico se alimenta de un flujo de recursos naturales de baja entropía (materias primas). El fondo de agentes, que en el proceso económico serían fundamentalmente el trabajo y el equipo de capital, son los encargados de la transformación de los flujos de recursos pero no se incorporan físicamente al producto. Puede haber gran sustituibilidad entre los dos fondos, el del trabajo y el del capital, o entre diversos flujos de recursos pero es muy escasa la sustituibilidad entre los fondos y los flujos. De ahí que en el proceso de producción, los fondos y los flujos son complementos antes que sustitutos entre sí (Daly y Cobb,

1993, pp. 180-181)³⁹. Consecuentemente, con el modelo de flujo de fondos, Georgescu-Roegen pone de manifiesto la incoherencia lógica en la que incurren las funciones de producción neoclásicas que se asientan sobre el supuesto de sustituibilidad casi perfecta entre los recursos naturales (flujos) y el trabajo-capital (fondos).

De las ideas de Georgescu-Roegen expuestas se deducen claramente críticas a la base misma de la visión del proceso económico convencional. Pero el autor no se limita a cuestionar esta última sino que también pone en tela de juicio los planteamientos “neo-energetistas”. Veamos esto con algún detenimiento.

Por una parte, critica lo que ha denominado “el moderno dogma energético” que, centrando el problema en la energía, considera que disponiendo de suficiente energía podían obtenerse los materiales deseados, es decir, podría reciclarse la materia completamente por mucho que se disipase, por lo que la relación entre la existencia de la humanidad y el medio ambiente se reduciría a un problema energético. Sin embargo, el propio Georgescu-Roegen (1983, p. 837) estima erróneo caer en el reduccionismo energetista y olvidar los procesos de disipación continua de la materia.

Por otra parte, rechaza también las propuestas neo-energetistas de desarrollar una teoría energética del valor económico y de que el proceso económico pueda reducirse a un proceso energético. Como él mismo señala, “he rechazado explícitamente la idea de que (el proceso económico) pueda reducirse a un sistema puramente termodinámico y que pueda representarse eventualmente por un vasto conjunto de ecuaciones termodinámicas. Todo sistema termodinámico que se mantiene a sí mismo lo hace convirtiendo la energía y la materia disponibles en desechos de una u otra clase. Por lo tanto, sería totalmente absurda la concepción del proceso económico como un sistema que sólo produce desechos. El verdadero producto del proceso económico no es un flujo material de desechos sino un flujo psicológico: el disfrute de la vida. Si no incluimos ese factor esencialmente humano no estaremos en el campo económico” (Georgescu-Roegen, 1983, p. 857). Critica, asimismo, la posible equivalencia entre energía incorporada y valor económico puesto que aunque todo lo que tiene utilidad para nosotros se compone de

³⁹ Para ilustrar la cuestión, estos autores ofrecen el siguiente ejemplo: “podemos construir la misma casa con menos carpinteros y más sierras eléctricas, pero ninguna cantidad de carpinteros o de sierras eléctricas nos permitirán reducir en mucho la cantidad de madera y de clavos. Por supuesto, podemos usar ladrillos en lugar de madera, pero ésta es la sustitución de un flujo de recursos naturales por otro, antes que la sustitución de un fondo por un flujo” (Daly y Cobb, 1993, p. 181).

baja entropía, “esto no significa que la entropía baja sea una condición suficiente para que un objeto tenga valor: piénsese en los hongos venenosos” (Georgescu-Roegen, 1983, p. 853).

♦ Relevancia económica de la Ley de la Entropía

Aunque las aportaciones de Georgescu-Roegen incorporan un sólido punto de partida para la consideración económica de la Ley de la Entropía, el debate sobre hasta dónde alcanzan las implicaciones de dicha Ley sobre la Economía aún permanece abierto en el seno de la Economía Ecológica.

Si tenemos en cuenta que el sistema económico es un sistema abierto y la Tierra es un sistema cerrado, podemos llegar a la conclusión de que la Ley de la Entropía no describe adecuadamente lo que sucede en esos sistemas dado que ninguno de ellos es aislado.

Esta es una de las objeciones que se le han formulado al planteamiento de Georgescu-Roegen puesto que introduce confusión al aplicar la Ley de la Entropía a sistemas que no son aislados. Aunque define la Tierra como un sistema cerrado que intercambia energía pero no materia con el exterior, sus reflexiones posteriores la consideran como si de un sistema aislado se tratase en el que la baja entropía es finita y la entropía siempre crece. Pero olvida que, al ser la Tierra un sistema cerrado, la entropía también puede decrecer bajo determinadas circunstancias (aunque evidentemente provocando aumentos de entropía en otras partes del sistema total aislado que lo contiene). De ahí que las conclusiones a las que llega Georgescu-Roegen sobre los límites al crecimiento económico hayan sido consideradas excesivamente pesimistas por algunos autores⁴⁰.

⁴⁰ En este sentido se expresan Faber *et al* (1996) cuando, al referirse a la contribución de Georgescu-Roegen, señalan que “las consecuencias que pueden extraerse de esta visión del proceso económico son extremadamente pesimistas. Todas las actuaciones económicas no pueden sino incrementar la entropía. Cualquier cosa que hagamos (incluyendo el reciclado) devalúa la energía y/o materia y deja menos energía/materia disponible para las futuras generaciones. No sólo el crecimiento económico resulta ser una ilusión, sino también una economía de estado estacionario incrementará inevitablemente la entropía y así no podría ser sostenible” (p. 107); a lo que, algo más adelante, añaden: “Georgescu-Roegen no explica adecuadamente el hecho de que la entropía puede también decrecer en sistemas cerrados, por medio de flujos apropiados de energía que atraviesen las fronteras del sistema (...), posiblemente porque esto no se ajusta a su visión pesimista del mundo” (p. 120).

Pero, con todo, es necesario reconocer que algunos subsistemas de la Tierra pueden en la realidad funcionar como sistemas aislados si tenemos en cuenta la escala temporal en la que se desarrollan los procesos. La rapidez de la evolución de los sistemas económicos contrasta con la escala temporal a muy largo plazo en la que se desarrollan los procesos de evolución y regeneración de algunos de los sistemas naturales. En concreto, el acervo de recursos no renovables y la continua acumulación de contaminantes por encima de la capacidad de asimilación del medio, pueden describirse perfectamente por la Segunda Ley, imponiendo límites absolutos al crecimiento económico (Faber *et al*, 1996, p. 133). Tanto los recursos no renovables como los desechos no degradables no pueden ser regenerados o eliminados en una escala temporal comparable a la de los procesos económicos.

Teniendo todo esto en cuenta, procede ahora resaltar las dos implicaciones más importantes de la Segunda Ley para la Economía Ecológica:

1) *La necesidad de incorporar la irreversibilidad temporal en el marco analítico y conceptual de la Economía.* Como ya se ha subrayado en numerosas ocasiones en la literatura, el enfoque neoclásico se asienta sobre la mecánica newtoniana que incorpora la Primera Ley de la Termodinámica pero no la Segunda. Como recuerda Georgescu-Roegen: “Para cualquier persona que permanezca solamente al nivel de los fenómenos mecánicos, cada pizca de materia y cada porción de energía mecánica que ingresa en un proceso debe resultar en exactamente la misma *cantidad* y *calidad*. La locomoción no puede alterar ni la una ni la otra” (Georgescu-Roegen, 1975, p. 784). De esta forma, el enfoque neoclásico se consolida sobre la consideración de un tiempo abstracto perfectamente reversible. Es el tiempo absoluto newtoniano.

La incorporación de la Ley de la Entropía y sus efectos sobre los sistemas tanto aislados como abiertos conducen a considerar la irreversibilidad temporal recogida en lo que Faber *et al* (1996, pp. 110-111) han denominado las dos flechas del tiempo. La primera flecha vendría dada por la evolución entrópica de los sistemas aislados y la segunda flecha por la tendencia de algunos sistemas abiertos (como el sistema económico) hacia un orden cada vez más complejo, pues desarrollan una evolución no predecible *ex ante* y dependiente de la senda histórica del pasado. Esto último obliga a tratar no sólo con la irreversibilidad sino también con la incertidumbre que sería inherente a la evolución de esos sistemas abiertos.

2) *La escasez objetiva y los límites últimos de la actividad económica.* Ciertamente, como destacan Faber *et al* (1996, p. 133), concluir que la Segunda Ley impone un límite absoluto al crecimiento económico puede resultar excesivamente pesimista ya que la Tierra no es un sistema aislado y la energía (baja entropía) que recibimos del sol ofrece “un potencial creativo para la formación de estructuras crecientemente complejas”. No obstante, también se ha reconocido que la Segunda Ley de la Termodinámica no permite obviar el problema de la escasez objetiva, ante la que no puede hacerse abstracción del tiempo, cuando nos referimos a *stocks* de recursos (incluyendo como recurso la capacidad de asimilación) que no pueden ser regenerados en una escala temporal comparable a la de los procesos económicos. En este sentido, sí existen límites absolutos al crecimiento económico.

Aunque dentro de la Economía Ecológica exista, en general, bastante acuerdo sobre las dos implicaciones de la Segunda Ley señaladas, son mayores las divergencias cuando se trata de decidir si debe ser utilizada como una herramienta del análisis económico. Como ya mencionamos, el propio Georgescu-Roegen considera que explicar el sistema económico en términos de un sistema puramente termodinámico es un reduccionismo que no permite comprender ni explicar la complejidad de los comportamientos económicos ni del valor económico.

También Faber *et al* (1996) se pronuncian en este sentido: “creemos que el concepto entropía es fundamental para la Economía Ecológica; revela las interacciones entre economía-medio ambiente que no estarían disponibles de otro modo” (p. 133) pero “la entropía no es una herramienta analítica para la Economía, sino una parte necesaria de un marco conceptual adecuado para la Economía Ecológica y para la Economía en general” (p. 134). La Ley de la Entropía no nos dice lo que debe hacer el sistema económico sino lo que no puede hacer, estableciendo así los límites últimos a las actividades económicas.

1.2.2.2. Cambio en el objeto de estudio y en los métodos de análisis

Como ya hemos señalado, el objetivo de la Economía Ecológica es alcanzar la síntesis entre la Economía y la Ecología con el fin de lograr una gestión sostenible

del ecosistema global. Ahora bien, como quiera que estamos ante un novedoso proyecto analítico todavía sometido a resistentes “barreras de entrada” por parte del *establishment* ortodoxo, consideramos necesarias las siguientes observaciones.

En primer lugar, como matiza Naredo (1987, p. 505), “no cabe esperar que un cambio tan profundo de enfoques como el que estamos planteando, tome cuerpo desde el principio en una alternativa perfectamente coherente y acabada”. Precaución esta en cualquier caso pertinente a lo largo de la historia del análisis económico cuando este se enfrenta a drásticos cambios que afectan a la visión preanalítica dominante y, consecuentemente, a las categorías básicas que se proponen para aplicar su posterior desarrollo en el contexto de validación correspondiente⁴¹.

En segundo lugar, la dificultad de analizar las interrelaciones que se producen entre sistemas complejos exige el desarrollo de nuevas bases metodológicas que permitan el tratamiento de la complejidad. Ello ha llevado a autores como Norgaard⁴² a defender el pluralismo metodológico en la Economía Ecológica argumentando, entre otras razones, que aún es demasiado pronto para limitarlo y que no puede afirmarse que exista actualmente una metodología que pueda considerarse superior a sus competidoras para el tratamiento de la complejidad.

De ambas consideraciones se deduce que no existe aún una visión unificada dentro de la Economía Ecológica pero, como ya señalamos, nuestra intención en este capítulo es recoger los rasgos básicos característicos de este enfoque⁴³ ya que permiten diferenciarlo de enfoques alternativos.

Dicho esto, ¿es posible alcanzar una verdadera síntesis entre Economía y Ecología? Mientras algunos autores defienden la posibilidad de una integración completa entre las dos disciplinas, otros consideran que sólo se podrá lograr lo que se ha denominado una “fertilización cruzada”, es decir, que una disciplina toma de la otra

⁴¹ Estamos aquí ante el recurrente problema ya planteado por J.R. Hicks (1967, p. 5) para la generalidad de los casos afines: “...es perfectamente adecuado cambiar de método cuando se cambia de perspectiva o cuando tiene lugar un cambio en los hechos...; sería realmente impropio no hacerlo. Pero aunque el cambio es necesario, no por eso deja de producir confusión; confusión para el estudiante y también confusión para el escritor (o profesor) que efectúa el cambio”.

⁴² Norgaard (1989) citado en Bergh (1996, p. 35).

⁴³ Nos detendremos en las subcorrientes del mismo en el capítulo 3.

aquellos aspectos que puedan serle útiles para lograr el objetivo común de la sostenibilidad.

Independientemente de cuál sea el resultado final del proceso, lo cierto es que el camino hacia esa posible síntesis entre Economía y Ecología se va consolidando a través de pasos previos caracterizados por su diverso grado de integración entre aspectos económicos y ecológicos, es decir, en la línea de una fertilización cruzada. Esto es debido, fundamentalmente, a que las importantes diferencias en las metodologías dominantes entre ambas disciplinas y las diferentes delimitaciones en sus ámbitos de estudio, no permiten un camino fácil hacia la síntesis.

En este sentido, en relación con las diferentes orientaciones metodológicas, la fuerte influencia del positivismo lógico sobre el pensamiento económico convencional ha conducido a la Economía por la senda de la abstracción en la búsqueda de un conocimiento universal y objetivo, quedando la observación (experimentación) en un claro segundo plano cuando no completamente rechazada. Por el contrario, aunque es difícil hablar de metodologías asentadas en Ecología debido a que se trata de una disciplina relativamente nueva, la corriente mayoritaria parece centrarse en la observación y en la descripción, dejando en un segundo lugar el desarrollo teórico abstracto, lo que la situaría en la línea del pragmatismo⁴⁴ (Shogren y Nowell, 1995). La diferencia básica entre ambas posiciones metodológicas es el lugar que se considera adecuado para la experimentación, por lo que un entendimiento podría derivarse de la adopción de posturas intermedias.

Estas diferencias que se observan en las orientaciones metodológicas dominantes también se producen en el ámbito de estudio de las dos disciplinas. En efecto, la tarea de integración no parece fácil si tenemos en cuenta la separación tradicional existente entre la Economía y la Ecología. Como señala Naredo, es evidente “el diálogo de sordos que muchas veces se produce entre economistas y ecologistas: mientras que los primeros circunscriben su razonamiento al *oikos* más restringido de los valores de cambio, los segundos razonan sobre aquel otro más amplio de la biosfera y los recursos, con independencia de que sean o no valorados” (Naredo, 1994, p. 378). Sin

⁴⁴ El pragmatismo implica que los métodos y elecciones son el resultado de la práctica del sentido común más que de unas reglas formales de evidencia. Esto puede dar como resultado una amplia base metodológica de teorías que compiten sin una jerarquía de axiomas teóricos, leyes y “verdades”.

embargo, a pesar de ese ámbito más amplio de estudio propio de la Ecología, respecto al de la Economía, y de que aquella se ha preocupado de las relaciones sistémicas y ha planteado una visión holística al interesarse prioritariamente por la evolución global de los procesos naturales y por los flujos de materia y energía que se producen en esa evolución, lo cierto es que, como sostiene Valero (1993, p. 11), tampoco puede considerarse, en su estado actual, una ciencia adecuada para la gestión sostenible de los recursos naturales ya que existen en ella, en ese sentido, importantes vacíos como “es el caso de una teoría amplia que contemple la interacción de las sociedades humanas y la biosfera –al modo como lo ha intentado parcialmente la geografía–, en tanto que persiste la cómoda pero artificiosa separación entre un subsistema social o humano y un subsistema natural o físico, tradicionalmente separados y hasta antagónicos”. En otras palabras, la Ecología se ha interesado en estudiar los efectos del comportamiento humano sobre los ecosistemas pero no en comprender el comportamiento humano y su papel dentro de esos ecosistemas.

Se comprende pues que lograr la síntesis entre Economía y Ecología supone una integración de las bases conceptuales y de las herramientas de análisis de ambas disciplinas, así como una adaptación de los instrumentos utilizados en cada una de ellas hacia los nuevos objetivos conjuntos que se establezcan.

Los problemas expuestos muestran así algunas de las barreras más importantes para el logro de una síntesis, y, por tanto, subrayan la oportunidad de permitir el pluralismo metodológico y de avanzar en la vía de la fertilización cruzada, al menos en los primeros pasos de la Economía Ecológica. Ahora bien, el camino hacia la síntesis y hacia el objetivo último de lograr la sostenibilidad del sistema global, obligan a modificar el objeto de estudio de la Economía (y Ecología) convencional y a adoptar métodos de análisis que permitan acercarse a la complejidad del mundo real.

En relación con el *objeto de estudio* de la Economía Ecológica, si, como hemos señalado, su objetivo último es lograr la sostenibilidad del sistema global, resulta necesario gestionar adecuadamente todos los recursos. En este sentido se produce una variación importante en el objeto de estudio de la Economía Ecológica con respecto a la Economía convencional, como señala Naredo (1994), aunque ambos enfoques “afirmen ocuparse de la gestión de lo útil y lo escaso, la Economía Ecológica consi-

dera que toda la biosfera y los recursos puedan ser a la vez escasos y de alguna manera (más o menos inmediata) útiles” (p. 377), mientras que la Economía convencional limita su campo de estudio a lo que “siendo de utilidad directa para los hombres, resulte además apropiable, valorable y productible” (p. 378), limitándose así a un subconjunto de todo lo útil y reduciendo la idea de escasez a la escasez subjetiva, es decir, considerando escaso sólo aquello que se percibe como tal y no todo aquello que físicamente es escaso (lo cual permite abstraerse del tiempo, esto es, mantener los desarrollos teóricos al margen del efecto acumulativo que ejerce la evolución socio-económica sobre el *stock* de recursos, lo que se traduce en el hecho de que no existan diferencias formales entre el tratamiento de un problema de asignación estática y uno de asignación intertemporal).

A la necesidad de ampliar el objeto de estudio de la Economía también se refiere Passet (1996, p. 142, cursiva en el original): “A partir del momento en el que la actividad pone en peligro la reproducción del medio, cobra la misma importancia adelantarse a la formación de las insuficiencias que asegurar la gestión coherente de los recursos amenazados. Se descubre así que la utilidad –sólo ella– ha determinado siempre la economicidad de los bienes y que la escasez se ha limitado a funcionar como su exponente. Un exponente que ha servido durante la fase en que la reproducción de los bienes libres no estaba amenazada y en que los stocks de recursos naturales parecían ser inagotables, pero que se convierte en un indicador tardío en cuanto la situación cambia. *El hombre se descubre de pronto a sí mismo en el papel de gestor de un patrimonio de recursos útiles, sin más; escasos o abundantes, reproductibles o no, que es menester administrarlos adecuadamente.* Cabe afirmar, sin incurrir en una paradoja, que sólo existen bienes económicos. La economía debe pues reencontrar la lógica del medio natural –tanto físico como viviente– donde se desarrolla”.

Esta ampliación del objeto de estudio a toda la biosfera, y la complejidad que ello supone, obliga a la Economía Ecológica a abandonar el enfoque cerrado, mecanicista, parcelario y autosuficiente de la Economía convencional y a sustituirlo por un enfoque sistémico, evolucionista, holístico y transdisciplinar. En efecto:

1) En cuanto a la adopción de un enfoque sistémico y evolucionista, si lo que se pretende es la sostenibilidad del sistema global, no puede seguir razonándose en términos de un sistema económico cerrado y autosuficiente como hace la Economía

convencional. Lógicamente, es necesario analizar la realidad global como un conjunto de sistemas complejos, abiertos e interrelacionados que coevolucionan. En este sentido, podemos distinguir tres tipos de sistemas: sistemas *abiertos*, que se caracterizan porque la materia y la energía entran y salen del sistema; sistemas *cerrados*, cuando es sólo la energía y no la materia la que entra y sale del sistema; y, sistemas *aislados*, en los que ni la materia ni la energía cruza los límites del sistema. Así, el planeta Tierra, como un sistema global, es cerrado puesto que es sólo la energía la que entra y sale del mismo. Otra clasificación de los sistemas disponible consiste en distinguir entre sistemas no vivos (los puramente físicos) y los sistemas vivos (naturales y sociales). La diferencia entre ellos estriba en la capacidad que tienen estos últimos para auto-organizarse y buscar las fuentes de energía y materia necesarias para mantener su organización, lo que no sucede en los sistemas puramente físicos.

Pues bien, todo ello nos lleva a la conclusión de que los sistemas biológicos y los socio-económicos son sistemas abiertos y vivos, porque intercambian energía y materia con su entorno y, al mismo tiempo son capaces de auto-organizarse y de buscar las fuentes que les permitan mantener su organización, a la par que van evolucionando hacia formas de organización cada vez más complejas. Ahora bien, estos sistemas complejos y abiertos que buscan materia y energía para mantenerse se asientan, como señalamos anteriormente, sobre un sistema global cerrado (la Tierra), de forma que compiten por unos recursos materiales finitos y disponen de la fuente abundante de energía solar. Son sistemas que interaccionan, de forma que la evolución en uno de ellos provoca modificaciones en la forma y la estructura de los restantes, los cuales, a su vez, afectarán a aquel, produciéndose así una coevolución constante. Es por ello que, para sistemas que están evolucionando continuamente no tiene sentido hablar de una única situación de equilibrio estático como sucede en la visión reduccionista que caracteriza al sistema económico convencional.

Existen además diferencias importantes entre los sistemas socio-económicos y los biológicos. La evolución en los sistemas socio-económicos es mucho más rápida que en los sistemas biológicos, y los socio-económicos se caracterizan porque son “conscientes” de su evolución, son capaces de fijar metas explícitas, de establecer previsiones y de un aprendizaje más rápido. Todo ello les confiere un importante papel en el proceso coevolucionista y en la gestión del sistema global hacia la sostenibilidad.

Procede pues insistir en el hecho de que la coevolución sistémica se opone a la visión circular, cerrada y mecánica de la realidad proporcionada por la Economía convencional, para la cual el proceso económico, centrado en el ámbito de los valores de cambio, se desvincula de todo aquello considerado “no económico”, esto es, de todo aquello que no posee un valor de cambio ya sea real o imputado. Por el contrario, el enfoque sistémico obliga a relacionar el proceso económico con el medio en el que se desenvuelve. Como señala Naredo, la Economía Ecológica trata de abrir el aislado universo de lo económico a su realidad física y social de forma que “la noción misma de sistema económico perdería el carácter absoluto que hasta ahora se la ha venido atribuyendo, para dar paso a planteamientos más modestos y flexibles: ya no se trata de describir y completar el sistema que –se suponía– rige en cada uno de esos mundos separados –físico, económico, etc.– sino de estudiar la infinidad de sistemas que podrían representarlos para utilizar aquellos que resulten más adecuados a los contextos y finalidades en que se enmarque su aplicación. No se trataría así de rechazar o de ‘falsar’ la idea al uso de sistema económico, sino de relativizarla conectándola con otros sistemas que informan sobre aspectos relevantes del proceso económico (...). Lo cual nos llevaría a dejar de hablar de *el sistema económico*, en el sentido absoluto que lo hacen los manuales, para razonar más bien sobre una *economía de los sistemas* que ampliaría su objeto de estudio y desplazaría el centro de gravedad de sus preocupaciones, desde el sistema de los valores mercantiles hacia los condicionantes del universo físico e institucional que lo envuelven” (Naredo, 1994, p. 377, cursiva en el original).

2) Por lo que se refiere a la visión holística, esa coevolución constante a la que nos hemos referido conduce a que sea imposible garantizar la sostenibilidad del sistema global analizando separadamente el comportamiento de los sistemas que lo componen. Es necesario adoptar una visión que trascienda la explicación del todo a través de la simple agregación de las distintas partes que lo componen ya que estas no pueden ser analizadas haciendo abstracción de sus interrelaciones características. Todavía más, la evolución de unos sistemas afecta a la de otros y la de estos a su vez a los primeros, de manera que todo proceso coevolutivo no puede describirse únicamente como la mera interacción entre procesos físicos o biológicos sujetos a leyes físicas o evolutivas inmutables. Las intenciones, los intereses, los valores morales y los comportamientos de los humanos forman también parte de ese proceso de coevolu-

ción y es necesario reconocer el importante papel que debe desempeñar la especie humana en la comprensión de los procesos y en la gestión de los mismos para garantizar su sostenibilidad. En definitiva, las instituciones sociales y el exosomatismo propio de los seres humanos que las conforman están en la base misma de la coevolución holísticamente considerada.

3) En cuanto a la transdisciplinariedad, ocurre que la adopción de una visión holística y el consecuente estudio de las interacciones entre los sistemas socio-económicos y naturales supone una tarea que no puede abordarse desde una sola de las disciplinas actualmente existentes. Si lo que se pretende es llegar a una comprensión de la evolución conjunta de los sistemas naturales y los sistemas económicos que permita comprender e integrar los diferentes principios que las rigen, no serán suficientes las aportaciones de la Economía, la Ecología y la Física, sino que será necesario disponer del apoyo de otras disciplinas como la Sociología, la Psicología, la Filosofía o las Ciencias Políticas, que permitan una mejor comprensión de la evolución de los sistemas humanos y de las conductas sociales e individuales.

En todo lo expuesto hasta ahora sobre el nuevo enfoque y los conceptos básicos presentados por la Economía Ecológica, se puede constatar que esta última contiene elementos que la diferencian claramente tanto de la Economía convencional como de la Ecología convencional. Una síntesis elaborada por Constanza de las diferencias entre estas tres corrientes, queda bien esquematizada en el cuadro adaptado que presenta Jiménez Herrero (1996, p. 192).

Observemos, en todo caso, que más allá del contenido de esa tabla comparativa las diferencias no se reducen a la Economía y Ecología convencionales sino que también se observan con respecto a la Economía Ambiental, tanto porque esta adopta muchos de los supuestos básicos del enfoque económico convencional, como por la insuficiencia de la valoración monetaria para determinar el tamaño óptimo del sistema económico⁴⁵.

⁴⁵ La Economía Ecológica es una posición crítica frente a los planteamientos tanto de la Economía convencional como de la Economía Ambiental. No obstante, hay autores de la Economía Ecológica que consideran que algunas de las aportaciones de dichos enfoques pueden ser válidas para acercarse a algunos de los problemas parciales planteados en el contexto económico-ecológico y, por tanto, pueden ser integradas en el mismo, aunque globalmente no ofrezcan una explicación satisfactoria de la evolución económico-ecológica. Véase, por ejemplo: Bergh (1996, p. 24) y Faber *et al* (1996, p. 25).

Cuadro 1.2.- Tabla comparativa de la Economía convencional y la Ecología convencional con la Economía Ecológica, según Robert Constanza

	ECONOMÍA CONVENCIONAL	ECOLOGÍA CONVENCIONAL	ECONOMÍA ECOLÓGICA
Visión básica del mundo	<i>Mecanicista, estática, atomista.</i> Gustos y preferencias individuales como fuerzas dominantes. Base de recursos ilimitada y posibilidades infinitas de sustitución por el proceso tecnológico	<i>Evolucionista, atomística.</i> Evolución actuando a nivel genético como fuerza dominante. Base de recursos limitada. Especie humana como otras especies	<i>Dinámica, sistemas, evolucionaria.</i> Preferencias humanas: entendimiento, tecnología y organización “co-evolucionan” para reflejar las amplias limitaciones y oportunidades ecológicas. Los humanos son responsables de la comprensión de su papel dentro del ecosistema global para administrarlo de forma sostenible
Marco temporal	Corto (50 años máximo. De 1 a 4 años periodo normal)	Multi-escala (de días a eones)	Multi-escala (de días a eones)
Marco espacial	De local a internacional	De local a regional	De local a global
Consideración de especies	Solamente especie humana	No solamente especie humana	Ecosistema global incluyendo especie humana
Objetivo macro primario	Crecimiento de la economía nacional	Supervivencia de las especies	Sostenibilidad del sistema ecológico económico
Objetivo micro primario	Máximo beneficio (empresas). Máxima utilidad (individuos)	Máximo éxito reproductivo	Ajustado para reflejar los objetivos de los sistemas
Asunciones sobre el progreso tecnológico	Muy optimista	Pesimista o sin opinión	Prudentemente escéptica
Postura académica	Disciplinaria	Disciplinaria	Transdisciplinaria

FUENTE: Jiménez Herrero (1996). Adaptado de Constanza, R., “The Ecological Economics of Sustainability. Investing in Natural Capital”, UNESCO, 1991.

1.2.2.3. La determinación de la escala óptima y el papel de las preferencias sociales

En los epígrafes dedicados a la Economía del Medio Ambiente, precisábamos que ese enfoque centra su atención en la determinación y logro del nivel óptimo de externalidad, para garantizar así la eficiencia en el funcionamiento de un sistema económico aisladamente considerado. Pues bien, más allá de ese enfoque reduccionista, la perspectiva de sistemas que coevolucionan, adoptada por la Economía Ecológica, sitúa el centro de atención en la determinación de la escala óptima del sistema econó-

mico en relación con el sistema global del que forma parte indisociable⁴⁶. De ahí que se postule que la pervivencia en el tiempo de los sistemas socio-económicos pasa necesariamente por no destruir las bases biofísicas finitas que los sustentan y, para lograrlo, será necesario determinar aquella dentro del sistema global. Esa escala óptima se corresponde con (y, en este sentido, garantiza) el uso sostenible de los recursos disponibles y el consecuente respeto de los límites de asimilación de residuos por parte de los ecosistemas. Comoquiera que la Economía convencional margina la cuestión de la escala física óptima del sistema económico puesto que ignora los límites biofísicos a los que está sometido, ello explica que su edificio analítico se concentre en el papel que representa el mercado como mecanismo para una asignación eficiente de los recursos, por una parte, y en la preocupación por garantizar un crecimiento económico continuado, por otra. Sin embargo, la Economía Ecológica, según Daly y Cobb (1993, p. 61), trasciende tal pretensión, a través de la siguiente tríada de objetivos básicos: la asignación eficiente, una distribución justa y una escala sostenible (óptima).

Nos apresuramos a subrayar que, sin perjuicio de estos tres objetivos, la Economía Ecológica sigue considerando el mercado la institución básica para la asignación de recursos (a pesar de sus “fallos” que sería necesario corregir), puesto que las decisiones descentralizadas permiten manejar la gran información existente de forma más eficiente que la planificación central.

Ahora bien, más allá de aquellos “fallos”, el mercado no permite tratar adecuadamente ni el problema de la distribución ni mucho menos el de la escala óptima. Como ya ha sido sobradamente recogido en la literatura económica, la eficiencia no implica equidad distributiva. Tampoco el mercado, por sí mismo, tiene la tendencia a conducir a la economía hacia su escala óptima. Como señalan Daly y Cobb: “en algún punto, una escala creciente convierte en bienes escasos muchos bienes que antes eran libres. Los costes marginales del aumento de la escala se vuelven finalmente mayores que los beneficios marginales. Pero el mercado no mide los costes y los beneficios marginales de los cambios de escala, sino los costes y beneficios marginales de los intercambios y las reasig-

⁴⁶ Procede dejar constancia de que la obra pionera en defensa de la referida perspectiva es de la autoría de von Bertalanffy (1968), y la aportación más reciente a nuestra disposición, dentro del mismo enfoque, es original de Bunge (2004), especialmente capítulos 3 (“El enfoque sistémico”), 5 (“Sociedad y artefacto”) y 8 (“Tres puntos de vista sobre la sociedad”).

naciones. Las condiciones que se imponen a la frontera se ocupan de la cuestión de la escala óptima (o por lo menos sostenible). Los precios de mercado resultantes logran la asignación óptima de recursos particulares entre usos rivales, dentro de la escala seleccionada del transumo⁴⁷ total de los recursos. Los valores reconocidos en la selección de la escala se interiorizan en cierto sentido en los cambios de precios resultantes de la restricción de la escala” (1993, pp. 135-136). Para estos autores, la determinación de la escala dificultaría la aparición de externalidades generalizadas (como, por ejemplo, el efecto invernadero), por lo que se evitaría el complicado, y en muchos casos arbitrario, cálculo de costes requerido para su “internalización”, al ser sustituido por el de la “capacidad de sostenimiento” que, aunque no exento de ellas, presentaría menos ambigüedades.

Como los propios Daly y Cobb reconocen, y como consecuencia de las mencionadas ambigüedades, la determinación de la capacidad de sustentación se enfrentará a cuestiones que la ciencia no podrá resolver y a decisiones que será necesario adoptar en condiciones de gran incertidumbre. Para mayor abundamiento, y aunque la pervivencia de los sistemas socio-económicos y ecológicos en el tiempo (o, al menos, el máximo tiempo posible) puede ser compartido en tanto que un objetivo deseable en sí mismo, es innegable que, como cualquier otra finalidad última, incorpora juicios de valor, especialmente relacionados con la distribución intergeneracional de los recursos⁴⁸. No resulta, por lo tanto, sorprendente que, desde el enfoque de la Economía Ecológica, autores como Martínez Alier se hayan pronunciado sobre la insuficiencia (para la adopción de decisiones relacionadas con la gestión y uso de los recursos naturales) de los criterios basados tanto en la racionalidad económica como en

⁴⁷ En esta obra se utiliza el término transumo –expresión no recogida en el diccionario de la RAE– como traducción de la palabra inglesa *throughput*. Ya en Daly (1989, p. 335) se define transumo (también denominado procesamiento) como “el flujo físico entrópico de materia y energía proveniente de fuentes naturales que pasa por la economía humana y regresa a los sumideros de la naturaleza”.

⁴⁸ La cuestión que se plantea es la siguiente: ¿cómo determinar el ritmo de uso de unos recursos naturales finitos? Ni la Termodinámica ni ninguna otra ciencia pueden ofrecer una respuesta “objetiva” a esta pregunta ya que la cuestión planteada introduce consideraciones distributivas intergeneracionales que se mueven de lleno en el terreno de la ética, las ideologías y las valoraciones.

Si debemos preocuparnos o no por las futuras generaciones no es algo a lo que se le pueda dar una respuesta libre de juicios de valor. El conocimiento acumulado puede alumbrar ese proceso de toma de decisiones indicando las consecuencias de nuestras actuaciones o resaltando las situaciones en las predomina la incertidumbre debido a la insuficiencia del conocimiento científico. Son las consideraciones morales y la aversión al riesgo frente a la incertidumbre los principales factores que determinarán el objetivo a lograr y, de nuevo, podrá recurrirse al conocimiento acumulado para encontrar la mejor forma de alcanzarlo.

la puramente ecológica, destacando la importancia de los procesos políticos de decisión: “Los intentos de tomar decisiones, no sobre la base de la Ciencia Económica (que no consigue valorar las externalidades diacrónicas) sino sobre una racionalidad únicamente ecológica, también están destinados al fracaso, pues para poder comparar costes y beneficios es necesaria una asignación de valores y la Ecología no puede proporcionar tal sistema de valores sin depender de la política. (...) la imposibilidad de una racionalidad económica que tenga en cuenta las externalidades y las incertidumbres ecológicas, y la imposibilidad, por otra parte, de decidir los asuntos humanos de acuerdo con una planificación racional puramente ecológica, lleva a la politización de la economía” (1991, p. 24).

Así pues, la determinación de la escala, la distribución intra e intergeneracional (e intraespecies), la toma de decisiones bajo condiciones de gran incertidumbre y la irreversibilidad, introducen el problema de las preferencias sociales y de los juicios éticos en el análisis de la Economía Ecológica. Estamos ante decisiones que el individuo debe adoptar como miembro de una comunidad y no como consumidor, y que deben plantearse previamente a la cuestión de la eficiencia, prelación que resulta insoslayable puesto que las decisiones de los individuos como “ciudadanos”, por cuanto definen los límites y las normas que deben regir el comportamiento social, también delimitan el ámbito de las decisiones económicas que pueden dejarse al mercado.

Insistamos en el hecho de que dentro del ámbito propio de la Economía convencional los agentes económicos actúan individualmente tomando decisiones racionales movidos por el propio interés, y es precisamente este comportamiento racional maximizador el que garantiza el buen funcionamiento del mercado competitivo como asignador de recursos así como la consecución de la eficiencia económica. Como se ha argumentado en múltiples ocasiones en la literatura económica, esta caracterización del “sujeto económico” puede considerarse una abstracción necesaria dentro del marco del análisis deductivo por cuanto no pretende reflejar al hombre real sino que simplemente trata de abstraer aquellos rasgos del comportamiento humano que se consideran estrictamente relacionados con la esfera de lo económico. En otras palabras, si este comportamiento racional egoísta y maximizador es útil para el pensamiento económico convencional la razón última se encuentra en el hecho de que la maximización de la utilidad (equiparada al bienestar) sólo puede conseguirse a través de la adquisición y consumo de bienes y servicios

intercambiables en el mercado: más allá de sus fronteras funcionales toda argumentación rebasa la casuística de lo “puramente económico”. Pero como ya expusimos al referirnos a la Economía Ambiental, muchas de las críticas a los métodos de valoración contingente se basan precisamente en que el comportamiento de los individuos, ante muchas de las decisiones en el terreno medioambiental, parece no ajustarse a ese comportamiento egoísta maximizador. Esto se debe a que las decisiones basadas en la disponibilidad individual a pagar o a ser compensado obligan a los agentes a responder racionalmente en tanto que consumidores ante una mercancía a la que deben asignarle un valor de cambio, cuando la mayoría de los bienes medioambientales no reúnen las características propias de una mercancía.

La causa de este comportamiento se encuentra en que existen problemáticas, como es el caso de muchas de las decisiones relacionadas con el medio ambiente, en las que el individuo se comporta como “ciudadano”, de forma que sus decisiones parecen inconsistentes con las que expresaría como “consumidor” (la ya referida dicotomía consumidor/ciudadano de Sagoff). Es decir, cuando el individuo adopta decisiones sobre los límites, los valores y las normas que deben regir el comportamiento social está comportándose como ciudadano, por mucho que juegue el papel de consumidor ante bienes medioambientales que presentan características similares a las mercancías; pero, en cualquier caso, no parece verosímil que pueda manifestar ese comportamiento ante cuestiones tales como la desaparición de especies o el deterioro de la capa de ozono, sobre cuya relevancia no nos extenderemos aquí. Nos limitaremos a subrayar que la importancia de las decisiones sociales para el proceso económico desde la perspectiva de la Economía Ecológica conduce a J.M. Harris, en la introducción a la segunda parte de Krishnan *et al* (1995, p. 49), a sostener que “la distinción entre análisis positivo y normativo, tan enfatizado por los economistas teóricos, falla cuando intentamos incluir cuestiones del impacto a gran escala de la actividad económica sobre el mundo natural”.

Teniendo todo ello en cuenta, la Economía Ecológica ha considerado más adecuado –como señalan Daly y Cobb– sustituir los supuestos del *Homo Economicus* tradicional por un nuevo modelo de *Homo Economicus* como miembro de una comunidad, de forma que este modelo de la persona en la comunidad no busca sólo la provisión de bienes y servicios para los individuos sino también un orden económico que sostenga el patrón de las relaciones personales que forman la comunidad” (1993, p. 154). Esto no excluye

que en algunas facetas de su comportamiento actúe individualmente ya que “las transacciones de mercado se caracterizan generalmente bien en términos individualistas. Además, estos individuos están sin duda interesados en la adquisición de bienes, y gran parte de este comportamiento expresa justamente el egoísmo racional atribuido al *Homo Economicus* en la economía dominante” (p. 153).

1.2.2.4. Un programa de acción para la sostenibilidad ambiental

Puesto que la Economía Ecológica se orienta hacia la consecución de la sostenibilidad ambiental del sistema económico y, para ello, considera necesario determinar la escala óptima del sistema económico en el sistema global, lo que, a su vez, permitirá establecer el ritmo de uso del capital natural, considera insuficiente la comparación de costes y beneficios para la toma de decisiones, aunque dicha comparación incorpore el valor monetario del medio ambiente⁴⁹, ya que no garantiza que la economía se sitúe dentro de las capacidades de regeneración y asimilación de los ecosistemas.

Por lo tanto, una vez que la sociedad ha aceptado la sostenibilidad ambiental como objetivo, será necesario determinar científicamente los límites ecológicos a las actividades socioeconómicas, esto es, los límites que imponen la capacidad de regeneración y asimilación de los ecosistemas, y, por esa vía, proceder al establecimiento de estándares de sostenibilidad ambiental. Ahora bien, puesto que no siempre se dispondrá de los conocimientos científicos necesarios para establecer esos estándares, debería primar un criterio de precaución ante decisiones caracterizadas por una gran incertidumbre y por la consiguiente irreversibilidad de sus efectos. En cualquier caso, deberán ser las sociedades –los individuos como ciudadanos y no como consumidores– las que decidan los límites al uso de los recursos ya que, como reconoce Ekins (1994, p. 45), lo que puede considerarse como un “efecto insostenible” es algo que

⁴⁹ Algunos economistas vinculados a este enfoque incluso admiten que esas valoraciones puedan ser tenidas en cuenta, pero nunca como criterio exclusivo. Para tratar de captar la complejidad inherente a los procesos de toma de decisiones sobre el uso de los recursos naturales, varios autores (Froger y Munda, 1998; Faucheux, Froger y Munda, 1998) han propuesto los métodos de decisión multicriterio como alternativa al análisis coste-beneficio. Defienden estos métodos porque permiten clarificar los diferentes intereses en conflicto e incrementan así la transparencia de los procesos de elección (Froger y Munda, 1998, p. 177).

sólo puede ser parcialmente resuelto por la ciencia, siendo las consideraciones éticas y la aversión al riesgo factores muy significativos en su determinación.

En relación con los instrumentos a utilizar para lograr los estándares, los autores de la Economía Ecológica, en general, no muestran una preferencia explícita por instrumentos concretos, debiendo ser seleccionados en función del criterio coste-eficacia⁵⁰. Debe recordarse que el objetivo es alcanzar los estándares de sostenibilidad (la escala óptima del sistema económico con relación al sistema global) y no el nivel óptimo de la externalidad en términos de eficiencia económica como hace la Economía del Medio Ambiente⁵¹.

1.3. DESARROLLO SOSTENIBLE Y CRECIMIENTO ECONÓMICO

En apartados anteriores hemos intentado profundizar en las respectivas visiones que sobre la relación entre el medio ambiente y la economía caracterizan a los dos principales enfoques económicos que han centrado su estudio en esta cuestión. El conocimiento de las diferentes percepciones de dicha relación es fundamental para aproximarse a las diversas concepciones del objetivo desarrollo sostenible y a las posibles interpretaciones sobre la compatibilidad entre desarrollo sostenible y crecimiento económico. Dedicaremos el presente epígrafe a esta problemática. Nos detendremos, en primer lugar, en el concepto desarrollo sostenible. Introduciremos algunas de las interpretaciones que pueden atribuirse al objetivo desarrollo sostenible, lo que nos permitirá ir delimitando las ideas clave que, a nuestro entender, deberían definir dicho objetivo. En segundo lugar, recogeremos los principales criterios para la sostenibilidad que se han propuesto en la literatura económica. Cada uno de esos criterios tiene su germen en un enfoque distinto sobre la relación entre medio ambiente y economía y representa una visión diferente del objetivo desarrollo sostenible. Por

⁵⁰ Según Aguilera Klink (1998, p. 51), la Reforma Fiscal Ecológica podría convertirse en un punto de encuentro de carácter instrumental (no conceptual) entre la Economía Ambiental y la Economía Ecológica. Esta reforma fiscal, también llamada “verde”, consistiría en una reorientación del sistema impositivo en la que se iría sustituyendo paulatinamente parte de la imposición que actualmente recae sobre los factores de producción trabajo y capital por imposición sobre el uso de los recursos naturales no renovables.

⁵¹ Obsérvese, sin embargo, que el enfoque de los estándares de sostenibilidad está muy próximo al sistema de estándares que, como ya hemos explicado, proponían Baumol y Oates (1982) desde la Economía del Medio Ambiente.

ello, la exposición de dichos criterios nos permitirá presentar las distintas concepciones del desarrollo sostenible (y, en el fondo, de la relación entre medio ambiente y economía) de los enfoques económicos. Por último, y basándonos precisamente en esos diferentes criterios y enfoques, expondremos las claves del controvertido debate sobre la compatibilidad entre crecimiento económico y desarrollo sostenible.

1.3.1. DESARROLLO SOSTENIBLE: CONCEPTO

Aunque la idea de un desarrollo sostenible ya se había ido gestando en documentos y conferencias precedentes, lo cierto es que es desde la publicación en 1987 del Informe Brundtland, *Our common future*, por la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, cuando se ha ido generalizando y popularizando como un objetivo clave ante la cada vez más evidente percepción de que los modelos de desarrollo actuales actúan socavando las mismas bases físicas que los sustentan, limitando así las posibilidades de desarrollo de las generaciones futuras. Según el Informe Brundtland un desarrollo sostenible es el que satisface las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades.

El atractivo de este objetivo ha conducido a su rápida difusión y a que sean cada vez más las asociaciones, organismos internacionales y gobiernos que lo incluyen entre los objetivos de sus programas. Sin embargo, la capacidad del desarrollo sostenible para captar adeptos se debe especialmente al fuerte componente subjetivo que se encierra tras el término desarrollo, puesto que cada sociedad e incluso cada individuo tienen su propia idea de lo que debe entenderse por el mismo, y a las diferentes opiniones sobre lo que debe entenderse por sostenibilidad.

Trataremos a continuación de hacer explícitas las diferentes concepciones del objetivo desarrollo sostenible las cuales, como ya hemos indicado, van a pivotar sobre las diversas interpretaciones que se dan a los conceptos de desarrollo y de sostenibilidad. Precisamos, pues, su contenido, lo que nos permitirá establecer la relación existente entre ambos, así como otras dos categorías que consideramos cardinales para definir el desarrollo sostenible: la equidad inter e intra-generacional y la globalidad.

1.3.1.1. Desarrollo y sostenibilidad

Tras el término desarrollo sostenible subyacen en la literatura diferentes concepciones tanto de lo que debe entenderse por desarrollo como de lo que debe entenderse por sostenibilidad. Detengámonos brevemente en sus respectivos contenidos.

♦ Desarrollo

Como ya señalamos, la idea de desarrollo incorpora un fuerte componente valorativo, lo que conduce a que sea percibido por cada uno de los agentes como una meta deseable. Es por ello que, si se pretende que el desarrollo sostenible se convierta en un objetivo que oriente los comportamientos públicos y privados, es necesario evitar las ambigüedades y definir el tipo de desarrollo que se persigue, lo que nos exige hacer referencia, aunque somera, a la conceptualización del término desarrollo.

Jiménez Herrero (1996) recoge los principales cambios que ha experimentado la noción de desarrollo hasta desembocar y asentarse en la concepción del desarrollo sostenible. En efecto, la construcción del concepto desarrollo comenzaría, según este autor, en el terreno económico con la identificación de los términos crecimiento económico y *desarrollo económico* y, poco a poco, habría ido incorporando aspectos sociales, políticos, ecológicos y axiológicos, hasta abrirse paso el concepto que hoy reconocemos como *desarrollo humano sostenible*.

El objetivo de un desarrollo humano se hizo oficial en 1990 en el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). En el glosario del Informe sobre Desarrollo Humano 2000 del PNUD se define aquel objetivo como sigue: “Es el proceso de ampliación de las oportunidades de la gente, aumentando las funciones y capacidades humanas.(...) En todos los niveles de desarrollo las tres capacidades esenciales consisten en que la gente viva una vida larga y saludable, tenga conocimientos y acceso a los recursos necesarios para un nivel de vida decente. Pero el ámbito del desarrollo humano va mucho más allá: otras esferas de opciones que la gente considera en alta medida incluyen la participación, la seguridad, la sostenibilidad, las garantías de los derechos humanos, todas necesarias para ser creativo y productivo y para gozar

de respeto por sí mismo, potenciación y una sensación de pertenecer a una comunidad. En definitiva, el desarrollo humano es el desarrollo de la gente, para la gente y por la gente”⁵².

El objetivo del desarrollo humano es, por lo tanto, crear un entorno en el que las personas puedan desarrollar sus potencialidades. En esta perspectiva del desarrollo, el crecimiento económico y tecnológico es insuficiente si no se dan otras condiciones en el ámbito social, político e institucional que conformen ese entorno propicio para el desarrollo de las personas.

A pesar de que la idea de la necesidad de un desarrollo humano se ha ido abriendo paso, lo cierto es que tanto en la arena política como en la propia Ciencia Económica sigue predominando la práctica identificación del desarrollo con el desarrollo económico y este, a su vez, con el crecimiento económico entendido como la evolución positiva de un agregado macroeconómico (PIB o PNB)⁵³.

Teniendo esto en cuenta podemos decir que tras el término desarrollo sostenible subyacen en la literatura al menos dos variantes del desarrollo: el desarrollo económico y el desarrollo humano.

La diferencia entre estos dos tipos de desarrollo, económico y humano, puede tener importantes implicaciones cuando se proponen como objetivos. En el caso de que el objetivo sea el desarrollo económico, la prioridad que se otorga al crecimiento

⁵² El Informe sobre Desarrollo Humano 2000 y el glosario del que se ha extraído esa definición están disponibles en <http://hdr.undp.org/reports/global/2000/en/> (consulta 11/12/06).

⁵³ Ciertamente se ha tratado de diferenciar en la literatura político-económica entre un objetivo crecimiento económico y un objetivo desarrollo económico pero si atendemos a las definiciones que se suelen dar de ambos, y mucho más si lo hacemos al indicador que los mide, observaremos que las similitudes superan a las diferencias. Respecto al objetivo crecimiento económico, en el manual de Política Económica dirigido por Cuadrado Roura, se señala que este se ha definido de múltiples formas, “Pero, en líneas generales, la mayoría de los economistas consideran que el *crecimiento económico consiste en la expansión del PIB potencial de una zona geográfica determinada (región, país, conjunto de países...)*. Lo cual representaría una ampliación de la frontera de posibilidades de la producción en ese territorio considerado. Es decir, las cantidades máximas de productos que se pueden obtener dadas unas disponibilidades de factores de producción y una capacidad de generación o adquisición de tecnología. Por tanto, el crecimiento económico es un hecho que acaece a largo plazo” (Cuadrado Roura, 2000, p. 222). A pesar de que posteriormente se da una definición de desarrollo económico en la que se pretende dar un carácter más cualitativo, lo cierto es que más adelante se indica que “para conocer el grado de desarrollo económico de un país, lo cual se materializa en el largo plazo, el indicador más apropiado es la evolución de la *renta por persona*” (Cuadrado Roura, 2000, p. 233). Recordamos que la Renta Nacional no es más que el PNN. Por lo tanto, según esto, un país se estaría desarrollando si su producción crece por encima del crecimiento de su población.

económico puede suponer que se persiga ignorando o incluso en detrimento de otros aspectos humanos, sociales o medioambientales que puedan entrar en conflicto con ese objetivo prioritario. El desarrollo humano, por su parte, debería suponer que el crecimiento económico se convierte en un componente más del desarrollo y puede mantener relaciones de complementariedad o de conflicto con otros componentes, relaciones que deberán hacerse explícitas para poder adoptar decisiones que conduzcan a un equilibrio entre los diferentes factores que integran el desarrollo humano. Desde esta perspectiva, el crecimiento económico dejaría de considerarse como un fin (debido a la identificación del medio-crecimiento con el fin-bienestar) y adquiere la consideración de un medio para lograr otros fines de orden superior. Es en esta línea en la que consideramos debe apuntar el desarrollo sostenible.

♦ Sostenibilidad: equidad inter e intra-generacional

La finalidad del desarrollo sostenible no consiste en lograr únicamente el desarrollo para las generaciones actuales sino que, como su propio nombre indica, tiene que ser sostenible.

La idea de sostenibilidad implica la capacidad para mantener un determinado proceso en el futuro. Pero ¿qué es lo que de ese proceso debe mantenerse en el futuro? ¿nuestro propio modelo de desarrollo o la capacidad para que las generaciones futuras puedan desarrollar sus propias potencialidades? ¿Qué debemos legarle a las generaciones venideras? El desarrollo sostenible plantea así el problema de la *equidad intergeneracional*⁵⁴.

Si lo que debe mantenerse es la capacidad futura para desarrollarse es innegable que ello depende de múltiples factores. Jiménez Herrero (1996, p. 119) matiza la multidimensionalidad del desarrollo sostenible en el que deben integrarse las dimensiones económica, social, política, institucional, humana, tecnológica, ética y ambiental. En realidad, podría afirmarse que todas estas dimensiones conforman una con-

⁵⁴ Algunos autores defienden que si cada generación se preocupa del legado que deja a la siguiente la sostenibilidad estaría garantizada. Sin embargo, hay consecuencias de nuestras actuaciones presentes cuyos efectos negativos sólo pueden observarse en un plazo más largo. La incertidumbre y posible irreversibilidad de los efectos de nuestros comportamientos actuales debería conducir a que el principio de precaución se incorporase en nuestras decisiones.

cepción amplia de desarrollo, de forma que la capacidad futura de desarrollo dependerá en gran medida de la herencia que reciban las futuras generaciones en cada una de las dimensiones que integran el desarrollo. La sostenibilidad es pues, en este sentido, un concepto multidimensional en la misma medida en que lo es el concepto de desarrollo (podríamos decir que es la otra cara de la misma moneda).

Sin embargo, la multidimensionalidad de la sostenibilidad no debe difuminar la importancia del vínculo entre medio ambiente y desarrollo que está en el origen del concepto desarrollo sostenible. Es por ello que resulta útil distinguir, siguiendo a Ekins (1995, p. 187), entre las implicaciones para la sostenibilidad de las relaciones, instituciones y costumbres humanas (dimensión social); de la asignación y distribución de recursos escasos (dimensión económica); y de los efectos que las anteriores dimensiones puedan tener sobre el medio ambiente y los recursos naturales (dimensión ecológica).

Los comportamientos socio-económicos pueden en sí mismos ser insostenibles independientemente de sus relaciones con el medio natural (por ejemplo, relaciones humanas que conducen a una guerra). Pero también pueden serlo precisamente por sus efectos sobre el medio natural. En este segundo caso, podríamos afirmar que los comportamientos socio-económicos son ambientalmente insostenibles. Como señala Ekins (1994, p. 33), “la sostenibilidad ambiental de los modos de vida humanos se refiere a la capacidad del medio ambiente para sostener esos modos de vida”.

Es precisamente la idea de *sostenibilidad ambiental* la que consideramos subyace tras el concepto desarrollo sostenible y en la que se sitúa su origen ante la evidencia de que los modelos actuales de desarrollo actúan deteriorando las propias bases naturales que los sustentan. Sin quitar importancia a las restantes dimensiones de la sostenibilidad, lo cierto es que pueden ser en gran manera dependientes de las funciones que pueda desempeñar, ahora y en el futuro, el medio natural. Como señala Jiménez Herrero (1996, p. 76), “si la finalidad es conseguir un desarrollo humano perdurable en el tiempo, este tendrá que ser, en primer lugar, ecológica y ambientalmente sostenible; es decir, se ha de mantener la diversidad biológica y reforzar la base de los recursos ambientales sobre los que se sustentan los procesos de desarrollo. Sin embargo, hablar en el mismo sentido en términos económicos y sociales es mucho más complejo”.

Ahora bien, también supondría un reduccionismo impropio limitar las consideraciones de sostenibilidad a la sostenibilidad ambiental, de forma que “si simultáneamente no se logra especificar qué tipo de sostenibilidad económica y social es adecuada para complementar a la ecológico-ambiental, no será posible definir un nuevo modelo mundial de desarrollo que sea a la vez ecológicamente racional y socialmente justo” (Jiménez Herrero, 1996, p. 77).

De ahí que, como sostiene Jiménez Herrero (1996, p. 119), puedan ser los cambios en la dimensión económica hacia la sostenibilidad los que actúen como motores del cambio en las restantes dimensiones para lograr una integración coherente y equilibrada de todas ellas.

Más allá de las anteriores referencias a la equidad intergeneracional, debemos ahora añadir a esta la *equidad intrageneracional* en tanto que idea clave de la sostenibilidad. Y no únicamente porque podría parecer carente de consistencia lógica la preocupación por el desarrollo de las generaciones venideras y la indiferencia hacia el subdesarrollo y la pobreza de los miembros de la misma generación, —ya que, como señala Van den Bergh (1996, p. 72), la distancia temporal que separa a los miembros de las generaciones futuras de los miembros de las generaciones actuales no es diferente de la distancia espacial y social que separa a los miembros de la generación presente— sino porque no sólo la riqueza sino también la pobreza supone un deterioro de las bases de la sostenibilidad, por lo que la eliminación de la pobreza se convierte así en un paso necesario para lograr el desarrollo sostenible.

Aunque tradicionalmente se ha centrado la atención en los efectos negativos que sobre el medio ambiente ejercen los modelos de producción y consumo (netamente despilfarradores de recursos naturales) de los países industrializados, un repaso a los principales síntomas de insostenibilidad⁵⁵ permite deducir que también la pobreza en la que vive una gran parte de la población mundial (unida al crecimiento demográfico) presiona insosteniblemente sobre los recursos naturales, especialmente sobre los renovables.

⁵⁵ Véase en la Introducción, Cuadro I.

En definitiva, para alcanzar el desarrollo sostenible es necesaria la modificación de los patrones de producción y de consumo despilfarradores de los países ricos, pero también la eliminación de la pobreza, que se convierte así en un objetivo clave del desarrollo sostenible. Ahora bien, no es posible considerar la pobreza como un problema de un grupo aislado de países, sino que es necesario profundizar en las relaciones socio-económicas internacionales que favorecen la persistencia del subdesarrollo si lo que se pretende es actuar sobre las raíces del problema⁵⁶.

♦ Globalidad

La globalidad es otra de las ideas clave en el concepto desarrollo sostenible. El desarrollo sostenible exige un planteamiento global, no sólo porque los principales problemas ambientales son globales sino porque las causas que los generan están fuertemente relacionadas con comportamientos de carácter socio-económico que no pueden comprenderse ni modificarse desde una perspectiva local o nacional sino que se necesita un planteamiento mundial para hacerles frente. Se hace así evidente la interacción entre los procesos ambientales y socio-económicos globales de forma que no pueden comprenderse ni resolverse los problemas ambientales a nivel planetario sin comprender ni resolver los problemas socio-económicos globales y viceversa.

El logro del desarrollo sostenible requiere, por tanto, una responsabilidad mundial ante los procesos globales a los que se enfrenta: “Sólo bajo un marco institucional y estructural que contemple la gestión del planeta Tierra como una unidad y que, en consecuencia, incentive las soluciones cooperativas frente a las competitivas se podrá

⁵⁶ Según el Instituto de Recursos Mundiales, han existido unos patrones históricos basados en la explotación por los países del Norte de los recursos naturales del Sur a través de relaciones coloniales pero también en la actualidad perviven modelos de consumo de recursos naturales que favorecen claramente a los países del Norte: “A lo largo de las dos últimas décadas, los precios de los recursos naturales (ajustados a la inflación) han decrecido en términos reales, intensificando la presión sobre los países del Sur, para quienes dichos productos son su principal exportación. Al mismo tiempo, las materias primas se han hecho menos importantes para las economías de la mayor parte de los países del Norte, cuyas principales exportaciones son servicios y productos manufacturados de alto valor añadido. El resultado es una distribución desigual de los beneficios derivados de los recursos naturales de la Tierra” (Instituto de Recursos Mundiales, 1996, p. 4).

alcanzar, posiblemente, una situación de desarrollo sostenible” (Aguilera Klink *et al*, 1990, p. 23).

1.3.1.2. Definición de desarrollo sostenible

Todo lo expuesto anteriormente nos permite perfilar el desarrollo sostenible como un modelo de desarrollo “humano” orientado hacia el largo plazo que no destruya las posibilidades de las generaciones futuras para desarrollarse, para lo cual debe ser ambientalmente sostenible. Dicho esto demos un paso más porque frente a la definición de desarrollo sostenible dada en el Informe Brundtland, un tanto ambigua dado que no incluye explícitamente ninguna referencia al medio ambiente, la definición de sostenibilidad propuesta por Constanza *et al* (1991)⁵⁷ hace mayor hincapié en la dimensión ambiental: “Sostenibilidad es la relación entre los sistemas económicos humanos y los sistemas ecológicos dinámicos más amplios pero que, normalmente, cambian más lentamente, en la cual 1) la vida humana puede continuar indefinidamente, 2) los humanos pueden prosperar y 3) las culturas humanas pueden desarrollarse; pero los efectos de las actividades humanas permanecen dentro de unos límites, de forma que no se destruya la diversidad, complejidad y funciones de los sistemas ecológicos que sustentan la vida”.

Creemos que esta definición puede interpretarse desde una perspectiva antropocéntrica⁵⁸. La consideración de los intereses de toda la humanidad desdibuja la línea divisoria entre valor intrínseco y valor instrumental debido a que todas las formas de vida no humana desempeñan alguna función dentro de la cadena biótica de sus ecosistemas. Adquiere aquí relevancia la afirmación de Cobb: “Quizá haya cosas cuyo *único* valor sea instrumental, pero no hay algo cuyo único valor sea intrínseco. Es decir, todo objeto o evento tiene consecuencias para otras cosas o eventos” (Cobb, 1989, p. 171).

⁵⁷ Cit. en O'Connor (1998, p. 19).

⁵⁸ En la literatura se han distinguido la perspectiva antropocéntrica y la biocéntrica en la consideración del medio ambiente. En la visión antropocéntrica, la vida no humana tendría valor en tanto que posea un valor instrumental para el ser humano. En la visión biocéntrica, la vida no humana tiene un valor intrínseco. El valor instrumental se deriva del uso que los humanos podamos hacer de otras formas de vida tanto directa como indirectamente. El valor intrínseco es un concepto más complejo. Sugiere que las otras formas de vida tienen valor en sí mismas independientemente de las consideraciones, valoraciones o necesidades humanas.

1.3.2. CRITERIOS OPERATIVOS PARA UNA ECONOMÍA ORIENTADA AL DESARROLLO SOSTENIBLE

La necesidad de que el desarrollo sostenible se convierta en una guía de actuación que comprometa la acción práctica de los gobiernos y de los agentes económicos ha llevado a tratar de hacer explícitos los criterios que deberían observarse para lograr que la actividad económica responda a las exigencias del desarrollo sostenible. En realidad, no hay un único criterio de gestión que haya sido aceptado por todas las corrientes sino que existen diversos criterios que obedecen a las diferentes visiones sobre la relación entre medio ambiente y economía y a las diferentes concepciones del objetivo desarrollo sostenible.

En efecto, la cuestión que se plantea a la hora de determinar los criterios operativos es: si lo que se pretende es lograr una economía para el desarrollo sostenible ¿qué *stock* de capital debe legar la generación actual a las generaciones futuras para que estas últimas no vean disminuidas sus posibilidades de satisfacer sus necesidades y de desarrollarse? y, derivada de la anterior, ¿hasta qué punto el capital natural puede ser sustituido por las otras formas de capital?

Como ya hemos indicado, se han dado varias respuestas a estas preguntas en la literatura económica que suelen agruparse en dos alternativas que suponen, a su vez, diferentes consideraciones de las posibilidades de sustitución entre el capital natural y el capital fabricado: los criterios de sostenibilidad débil y los de sostenibilidad fuerte. Los criterios de sostenibilidad débil se asientan sobre el supuesto de posibilidades ilimitadas de sustitución entre capital natural y capital fabricado, supuesto que no se acepta en los criterios de sostenibilidad fuerte⁵⁹.

1.3.2.1. Criterios de sostenibilidad débil

El principal criterio de sostenibilidad débil es el que se deriva de la llamada regla de Hartwick-Solow. Según esta regla, mantener un consumo constante positivo a lo

⁵⁹ En la literatura (como recoge Bergh, 1996, p. 57) hay otra definición de sostenibilidad débil y fuerte en función de las posibilidades de sustitución temporal: la sostenibilidad fuerte se referiría a mantener el *stock* de capital natural a lo largo del tiempo, y la sostenibilidad débil permitiría que decreciesen temporalmente en tanto que posteriormente regresen a sus niveles iniciales.

largo del tiempo puede lograrse invirtiendo las rentas obtenidas de la reducción de los recursos naturales en capital reproducible. El criterio de sostenibilidad que se deriva de esta regla es, por tanto, mantener un *stock* agregado de capital (natural y fabricado) no decreciente a lo largo del tiempo. Bajo esta condición, un desarrollo basado en un *stock* de recursos naturales decreciente podría ser sostenible. Aunque un recurso natural disminuya o se agote, puede ser compensado por otras inversiones en capital fabricado que generen el mismo ingreso (o superior), de forma que pueda mantenerse el nivel de consumo de una población dada a lo largo del tiempo⁶⁰.

Debe resaltarse que el objetivo de este criterio es mantener la utilidad per cápita no decreciente a lo largo del tiempo (garantizar un consumo no decreciente). Por tanto, la concepción subyacente del objetivo desarrollo sostenible sería la de conseguir un crecimiento económico sostenido.

Procede ahora dar cuenta de las puntualizaciones que han formulado Dubourg y Pearce (1996) en relación con el esquema de Hartwick-Solow.

En primer lugar, esta regla se define bajo el supuesto de una plena eficiencia económica. Consecuentemente, “las políticas para el desarrollo sostenible necesitan ser formuladas con la plena consideración de la importancia de, por ejemplo, las externalidades económicas, y precios sombra” (Dubourg y Pearce, 1996, p. 26).

En segundo lugar, si los recursos son esenciales para la producción, entonces “incluso la regla de Hartwick es insuficiente para garantizar un consumo constante positivo en un periodo de tiempo infinito a menos que existan suficientes posibilidades de sustitución en la economía (...) Esa suficiencia está garantizada por la elasticidad unitaria de sustitución entre *inputs* de la tecnología Cobb-Douglas, puesto que, bajo ese supuesto, aunque el *stock* de unos recursos finitos tienda a cero su productividad marginal tiende a infinito. Por lo tanto, las rentas de la disminución de los recursos son suficientes para mantener el valor del *stock* de capital intacto cuando se invierten en formas de capital que lo sustituyan” (Dubourg y Pearce, 1996, p. 26).

⁶⁰ Otra cuestión que sería necesario tener en cuenta es lo que puede suceder si la población mundial sigue aumentando.

Así pues, a tenor de ambas puntualizaciones, el criterio propuesto supone admitir que el capital natural puede ser perfectamente sustituido por capital fabricado, por el conocimiento y por la tecnología. El progreso técnico y el conocimiento se convierten, por esta vía, en piezas claves y se considera que su evolución futura permitirá el crecimiento económico independientemente de lo que suceda con los recursos naturales ya que se está suponiendo que permitirá mejorar la eficiencia en el uso de los recursos, aprovechar otros recursos aún no utilizados o simplemente sustituir el capital natural por capital fabricado.

1.3.2.2. Criterios de sostenibilidad fuerte

Como ya dijimos, los criterios de sostenibilidad fuerte ponen en duda las posibilidades ilimitadas de sustitución entre capital natural y capital fabricado. Es necesario buscar la relación óptima entre capital natural y capital fabricado pero adoptando criterios basados en la precaución en el uso del capital natural.

Los principales argumentos que se han elaborado para defender un criterio de precaución en el uso del capital natural pueden resumirse en los siguientes (Pearce y Turner, 1995, p. 79):

- El capital natural es necesario para producir el capital artificial.
- El capital natural no sólo actúa como suministrador de recursos o asimilador de residuos sino que desempeña múltiples funciones indispensables para el sostenimiento de la vida.
- Nuestro desconocimiento acerca de dichas funciones conduce a que muchas de las decisiones sobre el uso del capital natural se adopten bajo condiciones de gran incertidumbre.
- La complejidad de la decisión de sustituir capital natural por capital hecho por el hombre es aún mayor si consideramos que las pérdidas de capital natural pueden ser irreversibles e irremplazables.

- El desarrollo tecnológico puede mejorar la eficiencia en el uso de los recursos o el aprovechamiento de recursos alternativos, pero difícilmente permitirá independizarse de los recursos naturales.
- Las existencias de capital natural incrementan la resiliencia de los sistemas ante perturbaciones externas.

Así pues, y a tenor de los argumentos precedentes, parece razonable adoptar una postura de precaución al utilizar el capital natural dado que este desempeña importantes funciones básicas para la vida y, si además tenemos en cuenta la incertidumbre y la irreversibilidad, una economía debería garantizar que las principales funciones del capital natural se mantengan a lo largo del tiempo, de forma que la futuras generaciones puedan seguir utilizándolas. Ambas consideraciones, derivadas de los referidos argumentos, han permitido especificar tres criterios generales (Pearce y Turner, 1995, p. 74; Daly, 1991, pp. 39-40) que deberían orientar el diseño de las políticas económicas compatibles con la sostenibilidad fuerte. Se trata de los siguientes:

- a) La tasa de recolección de los recursos renovables debe ser igual a su tasa de regeneración.
- b) Las tasas de emisión de residuos al medio ambiente deben ser iguales a la capacidad de asimilación del medio ambiente. (Este punto podría incluirse en el anterior ya que la capacidad de asimilación puede considerarse un recurso renovable más).
- c) La explotación de los recursos no renovables, que reducirá necesariamente el *stock* de estos recursos por la propia naturaleza de los mismos, debe ser compensada con la creación de sustitutos renovables.

Se propone pues que la estricta observación de estos criterios garantizaría el ajuste de la economía global a los límites, también globales, impuestos por el sistema natural. Es más, dentro de este contexto normativo podemos distinguir varias posibilidades de actuación, las cuales, a su vez, implicarían diferentes tipos de políticas económicas sobre el uso de los recursos naturales. Veámoslas a continuación.

♦ Enfoque monetario

Para este enfoque —propuesto en Pearce *et al* (1991) y en Pearce y Turner (1995)—, la precaución necesaria en el uso del capital natural y los tres criterios de sostenibilidad podrían lograrse simplemente manteniendo constantes las existencias de capital natural (no de capital total como propone la sostenibilidad débil). Sin embargo, plantea importantes problemas:

- a) En la medida en que sólo hace referencia al mantenimiento del *stock* agregado de capital natural está dando por supuesto que son perfectas las posibilidades de sustitución entre los componentes del capital natural, lo cual es difícil de sostener si tenemos en cuenta la diversidad y multifuncionalidad del capital natural.
- b) Teniendo en cuenta esa diversidad y multifuncionalidad, resulta complicado encontrar una única medida que permita agregar los diferentes tipos de capital natural (y hacer comparaciones entre ellos), ya que tanto la agregación en unidades físicas como las basadas en valoraciones monetarias presentan serias dificultades como estos mismos autores plantean (Pearce *et al*, 1991, p. 11). Ahora bien, a pesar de reconocer los principales inconvenientes de la valoración monetaria de las funciones ambientales, consideran indispensable avanzar en esa línea para poder adoptar decisiones económica y ambientalmente razonables.

Debemos señalar que, en el caso que nos ocupa, la toma de decisiones sobre el uso de los recursos naturales debería estar basada en la comparación de los costes y beneficios derivados de su uso expresados en términos monetarios, incluyendo el valor económico total del recurso natural. Por lo tanto, la valoración monetaria se considera indispensable para lograr decisiones económicas ambientalmente fundamentadas.

Observamos así que se están proponiendo dos criterios diferentes para orientar la toma de decisiones (por un lado, el criterio coste-beneficio y, por otro, el criterio de sostenibilidad basado en el mantenimiento de las existencias de capital natural), en los que las decisiones que se adopten siguiendo el primero de ellos no garantizan el cumplimiento del segundo. Aunque sus defensores sostienen que este último debería

prevalecer sobre aquel (fundamentalmente por la necesidad de adoptar una postura de precaución y por las dificultades para incorporar los intereses de las futuras generaciones en el análisis coste-beneficio), lo cierto es que se ha profundizado poco en los mecanismos para integrar ambos criterios en la práctica. En este sentido, Pearce y Turner (1995, p. 283) esbozan una posible vía para integrar ambos criterios: que cada proyecto se decida en función de una comparación entre los costes y beneficios pero que si esas decisiones suponen una disminución de las existencias de capital natural, deberían llevarse a cabo otros proyectos que compensen esa disminución. De esta forma, la suma del daño ambiental provocado por un conjunto determinado de proyectos debería compensarse por otros proyectos dirigidos a la reposición del capital natural (el proyecto de reposición no tendría necesariamente que ser llevado a cabo por quien causa el daño, ni en el lugar en el que se causa el daño, ni en el momento en que se causa el daño).

Por último, para el enfoque monetario el crecimiento económico es posible y necesario, por lo que el problema no estaría en si se crece o no, sino en cómo se crece. Debe orientarse el crecimiento económico hacia una senda ambientalmente más razonable y, para ello, es necesario tener en cuenta el valor económico total (VET) del medio ambiente en los procesos de toma de decisiones y modificar los indicadores tradicionales de crecimiento (PIB, PNB,...) para que incorporen el VET de los recursos naturales.

Como hemos señalado, el criterio de mantener el *stock* agregado de capital natural implica la consideración de que existe sustituibilidad perfecta entre los componentes del capital natural. Posteriormente se ha matizado en algunos casos este supuesto al aceptar la existencia de componentes del capital natural que no pueden ser sustituidos, por lo que deberían considerarse componentes críticos que no deberían disminuir a lo largo del tiempo. Pero, según este enfoque, dicha matización no debe llevar a no considerar las diferentes opciones de sustitución que pueden darse entre los diferentes tipos de capital. Y dado que el crecimiento económico es necesario, es importante seleccionar aquella estrategia para la sostenibilidad que sea menos costosa en términos de crecimiento económico y esto sólo se conseguirá si se tienen en cuenta todas las posibilidades de sustitución entre los diferentes tipos de capital (incluidas las referidas a la sustitución entre los componentes del capital natural). Comoquiera

que esas posibilidades de sustitución pueden ser también espaciales o temporales, en el primer caso se trataría de compensar las disminuciones en el *stock* de capital en una región por los incrementos en otra, mientras que, en el segundo, deberían tenerse en cuenta las posibilidades de que el *stock* de capital pueda disminuir temporalmente (con incrementos en el consumo) pero ser compensado con aumentos posteriores (con incrementos en el ahorro).

En este sentido, Dubourg y Pearce (1996, p. 33) advierten del elevado coste en términos de bienestar que puede suponer una elección inadecuada de la unidad de análisis al tratar de tomar decisiones sobre la preservación del capital natural. Insisten en que “la clave para políticas de desarrollo sostenible eficientes es reconocer el grado en que los diferentes tipos de capital pueden ser sustituidos unos por otros. Cuando la sustitución es posible, debemos hacer énfasis en las políticas a “alto nivel”, basadas, quizá, en un esquema de contabilidad nacional modificado, para asegurar que la reinversión en los sustitutos es suficiente para compensar la disminución en cualquier otra parte. Cuando la posibilidad de sustitución es limitada, podemos formular políticas sectoriales dirigidas a tipos específicos de capital para asegurar que no sufren un daño neto en el largo plazo”.

Señalemos finalmente que, en general, las posibilidades de sustitución estarán muy condicionadas por el estado del progreso tecnológico y científico a la hora de elaborar las decisiones de política económica correspondientes.

♦ Enfoque entrópico

Propuesto por H. Daly y sus seguidores, este enfoque defiende que la única vía para lograr la sostenibilidad del desarrollo es reduciendo los flujos de materiales y energía utilizados en los procesos económicos para ajustarlos a los límites bio-físicos impuestos por la naturaleza, límites que, de forma general, pueden resumirse en los tres criterios de sostenibilidad ya mencionados. Como enfatizan Daly y Cobb, “la economía está obligada a operar con volúmenes de flujos de recursos que se encuentran dentro de las capacidades de regeneración y absorción de desechos de la biosfera renovable”, es decir, “la economía tiene una escala apropiada en relación con el eco-

sistema. Entendemos aquí por ‘escala’ el tamaño físico, o sea, la población multiplicada por las tasas de uso per cápita de recursos” (Daly y Cobb, 1993, p. 134). Dados los límites referidos, las sociedades deben ajustarse a ellos seleccionando la combinación deseada entre el tamaño de la población y el uso de los recursos.

Precisemos que el enfoque entrópico se asienta sobre dos principios básicos, tomados a su vez de la obra de Georgescu-Roegen y a los que ya hicimos referencia al beneficiarnos de las aportaciones de este autor: a) por una parte, la naturaleza entrópica, unidireccional e irreversible, del proceso económico; b) por otra, la complementariedad existente entre el capital natural y el capital construido.

Veámoslos separadamente, siguiendo a aquellos autores.

a) A partir de este principio básico, deducen que la única manera de ralentizar el proceso entrópico es limitar los flujos de materiales y energía a los límites biofísicos impuestos por la naturaleza.

En este sentido, este enfoque considera que, ya que los recursos (baja entropía) y la capacidad de asimilación del medio son limitados, la única forma de ralentizar (no de evitar, pues es inevitable) el proceso entrópico para garantizar una mayor longevidad al sistema económico es obligándolo a funcionar dentro de sus límites biofísicos (recogidos por los tres criterios de sostenibilidad). Se trataría, por lo tanto, de que el sistema económico funcionase en una escala óptima en relación con el sistema total. Para ello, será necesario ajustar los flujos de materiales y energía usados en los procesos económicos a los límites biofísicos impuestos por la naturaleza⁶¹.

b) Partiendo de este segundo principio, llegan a la conclusión de que el crecimiento económico conduce inexorablemente al crecimiento en los flujos de materiales y de energía y, es más, esos dos tipos de crecimiento pueden prácticamente identificarse. De ahí que, el modelo de flujo de fondos de Georgescu-Roegen sirva de base ar-

⁶¹ Obsérvese que, al evaluar las distintas alternativas para alcanzar un determinado fin, debería optarse por la que minimice el flujo de materia-energía para evitar así acelerar el proceso entrópico. En este sentido, puede interpretarse que el análisis coste-beneficio ampliado y los proyectos de compensación que proponía el enfoque anterior pueden conducir a la aceleración del proceso entrópico puesto que no se están teniendo en cuenta los flujos de materia y energía al tomar las decisiones, de forma que, al llevar a cabo el proyecto y su compensador, se puede estar consumiendo más energía y materiales que si la decisión se hubiese adoptado en función de la minimización del uso de materia y energía.

gumental para sostener que las posibilidades que ofrecen el progreso tecnológico y el reciclado para superar los límites que la naturaleza impone al crecimiento económico son muy limitadas ya que consideran que el capital natural y el capital artificial son sólo marginalmente sustitutivos debido a las diferentes funciones que desempeñan en el proceso de producción. Como señala Daly (1991) es importante mantener intacto el capital, tanto natural como fabricado, a un nivel óptimo. Pero a la hora de determinar la combinación adecuada entre capital natural y capital fabricado es necesario tener en cuenta que, en el proceso de producción, son básicamente complementarios y sólo muy marginalmente sustitutivos, es decir, “el capital es sustitutivo de los recursos en el limitado ámbito de la minimización y el reciclaje de los desechos del material utilizado. Pero esta posibilidad de sustitución es ínfima en comparación con la abrumadora complementariedad que existe necesariamente entre lo que se transforma (recurso) y el agente de la transformación (capital)” (p. 39).

Si a todo lo anteriormente expuesto se añade que, para este enfoque, los importantes problemas medioambientales actuales no son más que la constatación de que el sistema económico ha alcanzado ya sus límites biofísicos, la única alternativa viable es frenar el crecimiento económico. Como señala Daly (1991, p. 40): “El crecimiento cuantitativo tanto de las poblaciones como de la producción y consumo de mercancías deberá, en último término, finalizar; pero la mejora cualitativa puede proseguir en un régimen de desarrollo sostenible”; a lo que añade “Lo discutible es si el crecimiento, en el margen actual, nos está haciendo en verdad más ricos.(...) El crecimiento, como cualquier otra cosa, puede costar más de lo que vale en el margen. El crecimiento, al que dimos en referirnos habitualmente como ‘crecimiento económico’ mientras estábamos por debajo de la escala óptima, se convierte en ‘crecimiento antieconómico’ una vez se ha sobrepasado dicho óptimo” (Daly, 1991, p. 41).

En definitiva, las sociedades pueden y deben progresar ajustándose a los límites biofísicos, por lo que el objetivo final para este enfoque no debe ser el crecimiento económico sino el desarrollo social y humano en un sentido amplio y, por tanto, es necesario elaborar indicadores que permitan medir el progreso de las naciones y que sustituyan a las tradicionales medidas de crecimiento.

♦ Enfoque dinámico-ecológico

Para este enfoque, la condición para lograr un desarrollo económico sostenible es mantener la resiliencia del sistema conjunto (económico-ecológico) pero eso sólo puede garantizarse si se mantiene la resiliencia del sistema ecológico. Una gran parte de nuestra explicación de este enfoque está basada en Perrings (1996).

En efecto, se considera aquí que el desarrollo sostenible no puede analizarse desde una perspectiva estática. El sistema económico y el ecológico coevolucionan, es decir, existen conexiones entre ambos de forma que los cambios en una parte de uno de ellos provocan cambios en ambos sistemas por interdependencias y mecanismos de retroalimentación. De ahí la pertinencia de un análisis dinámico para el sistema conjunto económico-ecológico.

Pues bien, una de las características importantes de la dinámica del sistema conjunto es la existencia de múltiples equilibrios localmente estables separados por equilibrios inestables o umbrales –también denominados variedades inestables (*unstable manifolds*)–, de forma que, el paso de un equilibrio estable a otro supone profundos cambios en la estructura y organización del sistema, cambios que no tienen por qué ser ni continuos ni graduales. Así, entre dos equilibrios localmente estables existen umbrales que al ser traspasados producen cambios radicales, irreversibles e impredecibles, en la estructura y organización del sistema, y este pasa a converger hacia el nuevo equilibrio estable. La magnitud de la perturbación necesaria para provocar dichos cambios será diferente dependiendo de la posición del sistema, esto es, si el sistema se encuentra en una posición próxima al equilibrio estable (en cuyo caso una gran perturbación puede provocar pocos cambios) o en una posición próxima al umbral (en este caso una pequeña perturbación puede conducir a cambios impredecibles) (Perrings, 1996, pp. 234-235). Por consiguiente, no puede hablarse de un único estado de equilibrio ni, por tanto, de una única escala óptima del sistema económico con relación al sistema ecológico. El sistema económico y el sistema ecológico, como sistemas abiertos y vivos, evolucionan continuamente hacia formas de organización más complejas y la evolución de uno influye en la evolución del otro así como en las relaciones entre ellos.

En este preciso contexto, es importante considerar la resiliencia del sistema conjunto, entendiendo por tal “una medida de la perturbación que puede ser absorbida antes de que el sistema cruce una variedad inestable [*unstable manifold*], y converja a otro estado de equilibrio” (Perrings, 1996, p. 243)⁶², de manera que a mayor proximidad del sistema conjunto a los umbrales de resiliencia, mayores son las posibilidades de cambios irreversibles e impredecibles. Ahora bien, aunque nos estamos refiriendo a la resiliencia del sistema conjunto económico-ecológico, lo cierto es que, como señala Perrings, la diferencia entre capital producido y capital natural en ese sistema es, en un sentido amplio, la diferencia entre la parte controlable y la incontrolable del sistema, de forma que, aunque podamos elegir la inversión en capital producido y, por tanto, la ratio entre capital producido y capital natural, sólo podremos hacerlo si podemos predecir lo que sucede con la parte ecológica “incontrolable” del sistema total. El problema es que sólo podemos predecir la dinámica del sistema ecológico si este mantiene su resiliencia, dado que las nuevas situaciones de equilibrio no pueden ser conocidas sin una observación previa. De ello deducimos que mantener la resiliencia de los ecosistemas es una condición previa (necesaria pero no suficiente) para poder mantener la correspondiente al sistema conjunto. La conversión de capital natural en capital producido, derivada del desarrollo económico, supone un coste y ese coste es precisamente la pérdida de resiliencia tanto de los ecosistemas como del sistema global.

Como advierte Perrings, desde esta perspectiva no tiene sentido hablar de la comparación entre costes y beneficios ya que la dinámica del sistema es desconocida una vez traspasados los umbrales de resiliencia y no puede ser inferida por la historia del sistema. Además, los precios de mercado no recogen si nos estamos o no aproximando a esos umbrales de resiliencia. La raíz profunda del problema se encuentra en que en la mayoría de los casos los procesos ecológicos clave no pueden observarse ni

⁶² Disponemos de otra definición de resiliencia en la literatura ecológica entendida ahora como una medida de la resistencia del sistema a la perturbación y la velocidad para retornar al estado de equilibrio. En este caso se relaciona el concepto con el retorno a un determinado estado de equilibrio (se estaría centrando en las propiedades de un sistema próximo a un estado de equilibrio estable), mientras que en la primera definición estaría relacionado con la perturbación que puede absorber antes de que se produzca el cambio hacia otro estado de equilibrio diferente (se centraría en las propiedades de un sistema alejado de un estado de equilibrio estable). En cualquiera de los dos casos, la resiliencia se refiere a la capacidad de un sistema para mantener su estructura organizativa ante la perturbación.

controlarse: “Ni la asignación de derechos de propiedad, ni la reforma de las políticas de precios de los gobiernos, ni la estimación de la disposición a pagar por los bienes públicos puede cambiar esto. En estas circunstancias, lo mejor que puede lograrse a través de la gestión medioambiental es la estabilización del sistema a niveles sostenibles de actividad, y esto es lo mismo que proteger la resiliencia del sistema” (Perrings, 1996, p. 248).

Debe tenerse en cuenta que la intervención humana puede disminuir pero también puede reforzar la capacidad del ecosistema para ser resiliente ante el estrés. También es necesario subrayar que la propuesta de Perrings de “estabilizar el sistema a niveles sostenibles de actividad” no garantiza el control de la evolución del sistema conjunto puesto que, aunque gestionemos la parte controlable del sistema, no se puede dirigir lo que suceda con la parte incontrolable y no perfectamente conocida del mismo por lo que pueden producirse cambios organizativos en el ecosistema que inducirían a cambios en la organización del sistema económico.

♦ Enfoque tecnológico-evolucionista

Antes de referirnos a los planteamientos y criterios de este enfoque creemos necesario justificar su consideración en este apartado puesto que se integraría dentro de la corriente económica evolucionista e incluiría a muchos autores de esa corriente que se han interesado por las cuestiones de sostenibilidad desde esta perspectiva. En este sentido, su inclusión deliberada aquí podría resultar discutible ya que, en general, los autores de este enfoque no hacen explícitos criterios específicos para el uso del capital natural, como sucede con todos los enfoques mencionados anteriormente, aunque suelen partir del reconocimiento de la existencia de restricciones ecológicas a la evolución del sistema económico (lo que de alguna forma implica que no se acepta la sustituibilidad perfecta entre capital natural y capital producido). Pensamos, sin embargo, que procede ser examinada porque, como podrá verse, sus planteamientos pueden considerarse casi complementarios a los de algunos de los enfoques anteriores, y, consecuentemente, sus criterios de acción pueden asimilarse (también complementariamente) a los mismos, aunque no hagan una referencia explícita a criterios de uso del capital natural.

Dicho esto, avancemos que, desde la perspectiva tecnológico-evolucionista, el logro del desarrollo sostenible requiere identificar y adoptar trayectorias tecnológicas que permitan adaptar el crecimiento económico a las restricciones ecológicas. Así pues, y al igual que el enfoque anterior, se considera que el problema no puede abordarse desde una perspectiva estática y, por lo tanto, se excluye toda referencia a un hipotético estado de equilibrio. Los sistemas económicos y ecológicos son sistemas abiertos y vivos y, por tanto, se auto-organizan y están continuamente evolucionando hacia formas de organización cada vez más complejas, cambiando su forma y estructura a lo largo del tiempo. En otras palabras, los sistemas económico y ecológico están interrelacionados y coevolucionan. Se critica así la naturaleza mecánica de los modelos económicos convencionales y la posibilidad de alcanzar un punto de equilibrio. (Clark *et al*, 1995). En este contexto, ante una perturbación lo importante no es la capacidad de los sistemas para retornar a un supuesto estado de equilibrio sino, por el contrario, la capacidad que los componentes de ese sistema desarrollan para modificar su estrategia y para explorar nuevas vías de evolución en respuesta a la perturbación. Este proceso de evolución conducirá a la aparición de nuevas estructuras y nuevas formas de organización.

Ahora bien, a diferencia del enfoque anterior se centra aquí la atención en la evolución del sistema económico ya que este, a diferencia del ecológico, es “consciente” de su propia evolución y, por tanto, tiene capacidad para fijarse objetivos e influir en su propia evolución a través de las políticas económicas practicadas. Se trata, en definitiva, de analizar las fuerzas motrices de la evolución del sistema económico y la causalidad de los elementos que influyen decisivamente en su capacidad de adaptación a las perturbaciones.

Adoptando la definición de Clark *et al* (1995, p. 10), desde una perspectiva evolucionista se entiende el desarrollo económico como un proceso de cambio estructural en los sistemas económicos, proceso que normalmente supone un incremento en la capacidad de tales sistemas para proporcionar bienes y servicios a sus ciudadanos. Ese cambio estructural implica, de forma general, un crecimiento en la complejidad de esos sistemas. El crecimiento económico, entendido como “la tasa a la que los sistemas económicos incrementan su capacidad para producir bienes y servicios” (Clark *et al*, 1995, p. 49), sería una consecuencia de ese proceso de desarrollo económico.

Para este enfoque, la evolución de los sistemas económicos y su capacidad para crecer está fuertemente determinada por el cambio tecnológico derivado del comportamiento innovador de las empresas como consecuencia del proceso competitivo. Ese proceso de cambio no está regido por leyes mecánicas ni puede predecirse perfectamente antes de ser observado debido al importante papel que desempeñan en el mismo la innovación y la creatividad.

Ahora bien, interesa subrayar que, a largo plazo, las posibilidades de desarrollo (y de crecimiento) económico, están condicionadas por la dependencia de los recursos no renovables y por el uso que se haya hecho de los recursos renovables (incluida la capacidad de asimilación). Como sostienen Benhaïm y Schembri (1996, p. 136): “El uso de los recursos naturales es un proceso irreversible en el tiempo”. Para lograr el desarrollo sostenible el prerrequisito será que la evolución de los sistemas económicos se adapte a las limitaciones impuestas por el sistema natural pero esas limitaciones no son estáticas sino que cambian y pueden ser cambiadas a lo largo del tiempo. Los ecosistemas tienen una determinada capacidad de asimilación y de regeneración que les permite adaptarse hasta cierto punto a las perturbaciones provocadas por el sistema económico. A su vez el sistema económico puede también adaptarse al sistema natural e incluso influir en las capacidades de asimilación y regeneración aumentándolas o disminuyéndolas según como evolucione el progreso técnico. Sin embargo, si se superan las capacidades de asimilación y regeneración del medio natural el resultado será impredecible e irreversible.

Teniendo esto en cuenta, lograr un proceso de desarrollo sostenible dependerá de la capacidad para hacer el crecimiento económico consistente con los requerimientos medioambientales y, para ello, se considera que “el progreso técnico es una posibilidad, si no la única, de lograr ese objetivo” (Benhaïm y Schembri, 1996, p. 123). Es por ello que este enfoque centra su atención en el cambio tecnológico, tanto porque es la principal fuerza motriz de la evolución de los sistemas económicos, como por ser casi la única vía de adaptar el desarrollo económico a las restricciones medioambientales: “El análisis del proceso de cambio tecnológico, así como la posibilidad de dirigirlo, se convierten en esenciales cuando elaboramos las políticas dirigidas al desarrollo sostenible” (Benhaïm y Schembri, 1996, p. 133).

Por lo tanto, para lograr el desarrollo sostenible será necesario identificar las trayectorias tecnológicas que permitan armonizar el crecimiento económico y las res-

tricciones medioambientales y, una vez identificadas, tratar de facilitar el cambio en esa dirección. Para ello es fundamental comprender y analizar las condiciones y fuerzas motrices del proceso de cambio tecnológico y no limitarse a ser optimistas y a considerar que el progreso técnico aportará soluciones a los problemas medioambientales cuando estos se manifiesten (como hacen los enfoques económicos convencionales). El cambio hacia nuevas trayectorias tecnológicas es un proceso lento y complejo, con un alto grado de incertidumbre e irreversibilidad y nada garantiza a priori que la trayectoria tecnológica resultante sea compatible con los requerimientos medioambientales o que se adopte antes de que los daños puedan ser irreversibles.

La senda tecnológica existente se beneficia, frente a las nuevas alternativas, de las rutinas, tareas y cualificaciones establecidas y de las relaciones usuario-productor existentes; en definitiva, se beneficia de la inercia generada por las externalidades positivas desarrolladas. Lahaye y Llerena insisten en que un cambio en la trayectoria tecnológica exige cambios en el marco organizativo e institucional y, por tanto, “la habilidad de la economía para crear una senda de desarrollo sostenible depende de su habilidad para generar cambio técnico, y al mismo tiempo, para adaptar sus formas organizativas, las instituciones y los patrones de demanda para apoyar ese cambio” (Lahaye y Llerena, 1996, p. 206) y a ello pueden ayudar las acciones del gobierno encaminadas a estimular la innovación y difusión de tecnologías limpias y a facilitar los cambios organizativos requeridos.

Ahora bien, aunque tratemos de identificar y de apoyar los cambios necesarios para conducir el crecimiento económico hacia una senda sostenible, persistirá, en todo caso, un cierto grado de incertidumbre sobre el resultado de la innovación, especialmente porque todo proceso innovador es intrínsecamente incierto dado que las características de una nueva tecnología se revelan según cómo y cuándo se desarrolle y se use (Lahaye y Llerena, 1996, p. 207).

♦ Enfoque ecológico-institucional

Estamos, en este caso, ante un enfoque que se fundamenta en el concepto de “capital natural crítico”, entendido como “el conjunto de recursos medioambientales los cuales, considerados a la escala geográfica adecuada, desempeñan importantes fun-

ciones medioambientales y para los cuales no hay actualmente sustitutos en términos de capital manufacturado, humano u otro capital natural” (Noël y O’Connor, 1998, p. 78). Pues bien, el mantenimiento de ese conjunto constituye el prerrequisito para el desarrollo de una actividad económica sostenible; y la vía que se propone para su preservación consiste en “primero, determinar normas o estándares medioambientales en términos físicos, por ejemplo, para las emisiones contaminantes o para el consumo de recursos naturales, independientemente de cualquier noción de optimización económica; y segundo, encontrar el modo menos costoso económicamente de lograr la norma definida” (Noël y O’Connor, 1998, p. 79)⁶³.

En todo caso, el hecho de que se cualifique al capital natural en tanto que “crítico” obedece también a razones que trascienden las estrictamente biofísicas. Nos referimos a consideraciones ético-sociales (las características axiológicas para cada caso particular), estéticas y recreativas. Todas ellas contribuyen a ampliar el alcance de aquel concepto, puesto que las comunidades humanas, definidas por su asentamiento en espacios geográficos concretos, así como por su pertenencia a etnias y culturas determinadas, “pueden identificar rasgos distintivos de sus hábitat como capitales naturales ‘críticos’ en vista de su significado simbólico o funcional para definir la identidad del grupo” (Noël y O’Connor, 1998, p. 82).

Desde esta perspectiva se insiste en que la determinación de los estándares de sostenibilidad es un proceso de elección en el que intervienen factores no sólo de naturaleza científico-técnica sino también política, máxime si se estiman las limitaciones del conocimiento disponible sobre la globalidad de las funciones desempeñadas por el medio natural y, en la misma medida, sobre la predicción relacionada con las consecuencias de su eventual desaparición⁶⁴.

Con la pretensión de resumir ordenadamente los rasgos característicos de los distintos enfoques y criterios hasta aquí analizados, presentamos a continuación un esquema en el que también se especifica la corriente económica a la que cada uno de ellos se vincula.

⁶³ Obsérvese que, aunque este enfoque pertenece a la Economía Ecológica, es la misma solución que proponen Baumol y Oates (1982) desde la Economía del Medio Ambiente.

⁶⁴ *Supra* epígrafes 1.2.2.3 y 1.2.2.4.

Cuadro 1.3.- Principales criterios de sostenibilidad

TIPO DE CRITERIO		CRITERIO	CORRIENTE
Sostenibilidad débil		Mantener constante el <i>stock</i> agregado de capital (natural y producido) La toma de decisiones sobre el uso de los recursos se basa en los criterios de eficiencia económica, pero sin tener en cuenta el Valor Económico Total (VET) del capital natural. Las rentas obtenidas del consumo de los recursos naturales deben invertirse para mantener el <i>stock</i> agregado de capital constante	Economía convencional
		Mantener constante el <i>stock</i> agregado de capital (natural y producido) La toma de decisiones sobre el uso de los recursos se basa en la comparación de costes y beneficios pero siempre que se tenga en cuenta el VET del medio ambiente. Las rentas obtenidas del consumo de los recursos naturales deberían invertirse para mantener el <i>stock</i> agregado de capital constante	Economía del Medio Ambiente con sostenibilidad débil
Sostenibilidad fuerte	Monetario	Mantener constante el <i>stock</i> de capital natural Las decisiones sobre el uso de los recursos se basarán en la comparación de costes y beneficios pero debe tenerse en cuenta el VET de los recursos ambientales. Si la decisión supone la disminución del <i>stock</i> de capital natural, deberá llevarse a cabo un proyecto compensatorio para mantener constantes las existencias de capital natural	Economía del Medio Ambiente con sostenibilidad fuerte.
	Entrópico	La economía debe funcionar en su escala óptima en relación con el sistema natural, esto es, deben ajustarse los volúmenes de flujos de recursos utilizados en los procesos económicos a las restricciones biofísicas del sistema natural. Esta condición supone, para este enfoque, detener el crecimiento económico	Economía Ecológica
	Dinámico-ecológico	Mantener la resiliencia del sistema total (económico-ecológico) pero esto supone como pre-condición mantener la resiliencia de los procesos ecológicos que son la parte incontrolable	Economía Ecológica
	Tecnológico-evolucionista	Identificar y adoptar trayectorias tecnológicas que permitan adaptar el crecimiento a las restricciones ecológicas	Economía evolucionista
	Ecológico-institucional	Mantener el capital natural crítico (formado por el capital natural insustituible tanto desde la perspectiva ecológica como la ético-social)	Economía Ecológica

FUENTE: Elaboración propia.

1.3.3. COMPATIBILIDAD ENTRE CRECIMIENTO ECONÓMICO Y DESARROLLO SOSTENIBLE

Retomemos ahora las diferentes posiciones sobre la relación que existe entre crecimiento económico y desarrollo sostenible, lo que nos permitirá precisar a continuación los diferentes significados atribuibles a la categoría crecimiento. En efecto,

aquellas posiciones pueden subsumirse en tres: a) el desarrollo sostenible se identifica con el crecimiento económico sostenido; b) el desarrollo sostenible requiere atender no sólo a la *cantidad* sino también a la *calidad* del crecimiento económico; c) el desarrollo sostenible sólo es posible si se frena el crecimiento económico.

Veamos ahora, siguiendo a Ekins (1994, p. 49), y para situarnos adecuadamente en cada una de ellas, el contenido de la referida categoría y su rol argumental en el seno de este debate. Distingue, nuestro autor, cuatro tipos de crecimiento: 1) crecimiento en el transumo (*throughput*) físico de materia y energía de la economía y, como consecuencia, en los residuos emitidos; 2) crecimiento del PNB (PIB) convencional; 3) crecimiento en la producción de biomasa, que podría denominarse el Producto Natural Bruto; 4) crecimiento en el bienestar económico o utilidad.

Según Ekins, la sostenibilidad medioambiental está muy relacionada, probablemente de forma negativa, con el crecimiento Tipo 1 y, positivamente, con el Tipo 3. El crecimiento del Tipo 4, que es el más directamente relacionado con el desarrollo, estaría positivamente relacionado con el crecimiento del Tipo 2, aunque esa relación resulta compleja ya que pueden existir efectos externos negativos derivados de la producción. Para este autor el más importante de los cuatro es, probablemente, el crecimiento en la biomasa, básicamente por tres razones (Ekins, 1994, pp. 49-50): a) la conversión por las plantas de la energía solar en biomasa, que es el único medio por el cual los sistemas vivos pueden eludir la Segunda Ley de la Termodinámica y disminuir la entropía de la biosfera; b) la cantidad y calidad de la biomasa son cruciales para la estabilidad de los procesos naturales importantes, tales como la regulación del clima o los ciclos del agua y del carbono; c) la biomasa implica alimento, lo cual es importante si consideramos el elevado crecimiento esperado en la población mundial. En este sentido, frenar los procesos de deterioro del suelo puede resultar crucial para muchos países no industrializados.

Respecto a la relación entre el crecimiento Tipo 1 (al que podemos llamar crecimiento material) y el crecimiento Tipo 2 (que es lo que se suele entender por crecimiento económico), un crecimiento del 1% en el PIB no implica necesariamente un crecimiento del 1% en los recursos naturales utilizados. La productividad de los recursos puede cambiar. Como señala Lecomber (1977, p. 53), existen varias formas de incrementar la productividad general de los recursos: 1) a través de cambios en la composición de *output*, ya que la heterogénea composición del PIB incluye bienes y

servicios con muy diferentes requerimientos de recursos por unidad; 2) a través de la sustitución entre *inputs*, especialmente las posibilidades de sustitución entre capital natural y capital de fabricación humana; 3) a través del progreso técnico.

Las consideraciones sobre la relación entre el crecimiento económico y el crecimiento material descansan así sobre el papel que puedan desempeñar las posibilidades de sustitución y el progreso técnico en el incremento de la productividad. Por tanto, la posibilidad de que el deterioro del capital natural pueda suponer un freno al crecimiento económico dependerá de la tasa de progreso técnico y de las posibilidades de sustitución, ya que, como señala el propio Lecomber, el límite al crecimiento (económico) se retrasa indefinidamente si la productividad de los recursos crece a la misma tasa que la producción. Permítasenos recordar que ya nos hemos referido extensamente a los diferentes supuestos que se han planteado sobre las posibilidades de sustitución entre capital natural y capital de fabricación humana.

En cuanto a la relación entre el crecimiento Tipo 2 y el crecimiento Tipo 4, ya hemos visto, como el propio Ekins indicaba, que, aunque podría esperarse una relación positiva entre ambos, esa relación sería compleja debido a la existencia de externalidades negativas⁶⁵. Aún así muchos autores siguen defendiendo que, dado que ha existido una buena correlación entre el crecimiento del PIB y el crecimiento del bienestar económico puede seguir utilizándose el crecimiento del PIB como una buena aproximación al crecimiento del bienestar económico sin poner en tela de juicio ni la naturaleza ni la calidad de ese crecimiento. Este planteamiento puede tener su origen, como sostienen Daly y Cobb, en la propia naturaleza confusa del indicador: “Lo que queremos decir es que desde el principio ha habido cierta tensión en la consideración de lo que mide el PNB. La tensión es visible en las indicaciones de los libros de texto. Por una parte se destaca la actividad del mercado. Por otra hay un interés por la formulación de juicios acerca del mejoramiento del bienestar. El PNB ha des-

⁶⁵ Procede aquí citar el trabajo de Mishan (1971) en el que se analiza el impacto de esas externalidades negativas para concluir que “si a los hombres lo que les interesa primordialmente es el bienestar humano y no la productividad concebida como un bien en sí misma, deben abandonar el desarrollo económico como un fin prioritario de la política, a favor de una política que busque aplicar criterios de bienestar más selectivos” (Mishan, 1971, p. 213). Frente a esta posición, Beckerman (1971, p. 40) argumenta que “algunas relaciones técnicas entre crecimiento y bienestar definido más ampliamente –las que derivan de las externalidades en general y la polución en particular– son más complicadas de lo que podrían parecer a primera vista, y que se necesitan hipótesis especiales para establecer que el desarrollo es malo para el bienestar sobre la base de esas externalidades”.

tacado al mercado pero ha hecho modestos ajustes en la dirección del bienestar imputando un valor a la producción de bienes consumidos por los propios productores agrícolas y a la vivienda ocupada por el propietario. Pero la misma lógica que justifica la inclusión de estos rubros justificaría la inclusión de muchos otros. (...) ¿No sería preferible tener una medida de la actividad del mercado que funcionara bien para los propósitos más técnicos a los que se destina el PNB, y que no hiciera ningún ajuste en lo tocante a la medición del bienestar? Entonces podría formularse con mayor claridad y neutralidad la cuestión del grado de la correlación existente entre el incremento de la actividad del mercado y el bienestar económico de la población” (Daly y Cobb, 1993, pp. 67-68)^{66 67}.

Debe, además, tenerse en cuenta que la relación positiva entre crecimiento económico y bienestar económico (y también bienestar humano) que se ha producido en

⁶⁶ Cabe recordar que la cifra que proporciona el PIB no aporta ninguna información sobre la calidad de los bienes y servicios consumidos ni sobre la distribución del tiempo entre ocio y trabajo ni sobre la distribución de la renta. Y, salvo muy pocas excepciones, tampoco nos dice nada acerca de los bienes y servicios producidos en una economía pero que no pasan por el mercado.

Tampoco considera adecuadamente el medio ambiente y el capital natural. En el PIB se incluyen, en general, los bienes y servicios finales producidos por una economía durante un periodo de tiempo determinado. Pero no se incluyen los bienes y servicios que presta el medio ambiente para los que no existe mercado pero que sí influyen en el bienestar de los individuos. Entre ellos cabe destacar las funciones medioambientales de regulación, soporte o recreación. Además, al tratarse de una magnitud flujo, no computa el deterioro que las actividades productivas pueden estar provocando en el *stock* de capital natural, que en muchos casos es irreversible. El problema se agrava si se tiene en cuenta que las actividades de extracción de recursos naturales se consideran producción y que el gasto necesario para defenderse de la contaminación y del daño medioambiental también se considera producción.

La percepción de todas las deficiencias del PIB como indicador tanto de desarrollo como de sostenibilidad ambiental ha dado lugar a propuestas de diversa índole cuya pretensión es avanzar en la construcción de un indicador (o indicadores) de desarrollo sostenible. Véase una revisión de las principales iniciativas en Tomás Carpi (2003).

⁶⁷ En cuanto a la posibilidad de que el crecimiento del PIB suponga un aumento del bienestar en los países desarrollados se pronuncia Ayres (1996, p. 118) al afirmar que el crecimiento del PIB en estos países es básicamente una ilusión y que implica poco o ningún progreso en el bienestar humano en términos “reales” (salud, alimentación, vivienda, educación, etc.). Esto se debe, según este autor, a que el crecimiento en el PIB puede atribuirse fundamentalmente a los gastos resultantes de tres tendencias: a) los costes inevitables asociados con el trabajo en sí mismo; b) a la creciente necesidad de protección frente a las amenazas a la vida, la salud y la propiedad debidas a la urbanización, industrialización y a efectos colaterales de otras actividades humanas, unidos a la creciente necesidad de compensar o reparar tales daños; y c) la destrucción de *stocks* de recursos naturales sin reemplazarlos o sustituirlos. A estas tres tendencias, Ayres añade dos más: la monetización de la agricultura de subsistencia y la monetización del trabajo en el hogar.

Las tendencias del crecimiento económico señaladas por Ayres en las economías ya desarrolladas supondrían un pequeño o incluso nulo aumento en las posibilidades de elección de los ciudadanos en la medida en que se trataría fundamentalmente de gastos destinados a defenderse de los efectos negativos generados por el propio proceso de desarrollo económico, por lo que no aportarían nada nuevo en términos de bienestar económico.

determinados contextos no tiene por qué mantenerse en otros y bajo condiciones diferentes. Adoptando una perspectiva más global, y recordando de nuevo a Boulding (1989), el crecimiento del PIB que puede haber sido una buena aproximación a la mejora en la calidad de vida en la economía del vaquero, puede no serlo en las condiciones de la economía de la nave espacial en las que la “calidad” de los bienes y servicios deberá primar sobre la “cantidad”.

Consideramos pues que, a tenor de lo hasta aquí expuesto sobre los diferentes tipos de crecimiento, podemos corroborar que las distintas posiciones sobre la relación entre crecimiento económico y desarrollo sostenible que señalamos al comienzo del presente epígrafe tienen su origen en diversas concepciones del objetivo desarrollo sostenible y en diferentes supuestos sobre la sustituibilidad entre capital natural y construido. Comentaremos brevemente esas posturas.

a) *El desarrollo sostenible se identifica con el crecimiento económico sostenido.* Para los defensores de esta posición el desarrollo sostenible consiste en garantizar el mantenimiento de los niveles de consumo a lo largo del tiempo y para lograrlo es suficiente con mantener las existencias totales de capital (criterio de sostenibilidad débil).

Por tanto, desde esta perspectiva, se está identificando el desarrollo con el desarrollo económico y este, a su vez, con el crecimiento económico (calidad de vida igual a nivel de vida), ya que el objetivo es mantener el consumo a lo largo del tiempo.

Además, esto no supondría ningún tipo de conflicto entre el sistema económico y el natural dado que se adopta una posición que podría considerarse optimista sobre las posibilidades de sustituir capital natural por capital fabricado (de hecho, una perfecta sustituibilidad entre capital natural y fabricado). El progreso tecnológico inherente al proceso de crecimiento económico permitirá un uso más eficiente de los recursos naturales y menos emisiones contaminantes y, en el caso de que algunos de los recursos naturales utilizados puedan agotarse a lo largo del proceso de crecimiento, será precisamente el propio progreso tecnológico el que permitirá encontrar sustitutos que desempeñen las mismas funciones en el proceso productivo, por lo que el agotamiento de esos recursos no supondrá un freno al crecimiento. Aún así, el ago-

tamiento no es considerado el supuesto más realista ya que la creciente escasez conducirá a un incremento de los precios de esos recursos que obligará a la búsqueda de sustitutos antes de que se agoten definitivamente.

b) *El desarrollo sostenible requiere atender no sólo a la “cantidad” sino también a la “calidad” del crecimiento económico.* En general, los autores que pueden situarse dentro de este grupo coinciden en que debe aplicarse el principio de precaución en el uso del capital natural debido a que, por su multifuncionalidad, no es perfectamente sustituible por el capital construido. El mantenimiento de las importantes funciones que desempeña el capital natural, tanto como proveedor de recursos al sistema económico como en su papel de sustento de la vida en el planeta, establece los límites al uso del capital natural. Sin embargo, adoptan una posición relativamente optimista sobre las posibilidades que ofrecen la tecnología y el conocimiento, a la vez que consideran que el ser humano puede también intervenir incrementando la resiliencia de los ecosistemas. Pero esos avances no son una consecuencia automática del crecimiento económico sino, por el contrario, serían el resultado del compromiso social, político y económico con un desarrollo ambientalmente sostenible. Por lo tanto, en una estrategia para el desarrollo sostenible, el problema es “no si crecemos o no, sino como se crece” (Pearce *et al*, 1991, p. 22).

Ahora bien, aunque hemos concentrado nuestra atención sobre la caracterización general de los defensores de esta posición, también podrían establecerse dentro de la misma clasificaciones más detalladas en función de los diferentes grados de sustituibilidad que se aceptan entre el capital natural y el capital fabricado o entre los diferentes tipos de capital natural, cuestiones que ya se expusieron en el epígrafe anterior.

c) *El desarrollo sostenible sólo es posible si se frena el crecimiento económico.* Los partidarios de frenar el crecimiento económico defienden la complementariedad fundamental entre el capital natural y el capital construido. De esta forma, aunque la tecnología y el reciclado permitan un cierto grado de sustitución entre los dos tipos de capital, sólo puede considerarse en tanto que una posibilidad muy marginal. Defienden también la existencia de una única escala óptima del sistema económico en relación con el ecosistema global. Para estos autores, los crecientes síntomas de insostenibilidad evidencian que el uso del capital natural está superando los límites que

impone la escala óptima, razón por la que la única alternativa posible para la sostenibilidad es frenar el crecimiento material lo cual, dada la complementariedad abrumadora entre capital natural y fabricado, implicaría también frenar el crecimiento económico. Por tanto, los esfuerzos deben dirigirse a mejorar los aspectos cualitativos del desarrollo y, dado que en los países menos desarrollados aquel va a estar aún muy ligado al crecimiento material, deberá mejorarse la distribución de los recursos disponibles.

Creemos que, a partir de todo lo que anteriormente hemos expuesto, procede aseverar que el debate abierto en su día por el Informe Meadows sobre los límites del crecimiento económico⁶⁸, no sólo se mantiene vivo⁶⁹, sino que se ha visto sustan-

⁶⁸ Meadows, D.H.; Meadows, L.D.; Randers, J.; y Behrens III, W. (1972): *The limits to growth: a report for the Club of Rome's Project on the predicament of mankind*, Potomac, Londres. (Hay disponible versión en castellano, publicada en 1973 por el Fondo de Cultura Económica). Procede mencionar aquí el análisis realizado por Tamames (1985, capítulo 10) tanto del contenido y conclusiones del Informe como de las críticas de las que fue objeto. En relación con las conclusiones, los autores del MIT (*cit.* en Tamames, 1985, pp. 125-126; pp. 23-24 en la obra original) las resumen en tres, que son: "1) Si continúan sin cambios las tendencias actuales de crecimiento de la población mundial, de la industrialización, contaminación, producción de alimentos y agotamiento de recursos, los límites al crecimiento del planeta se alcanzarán dentro de los próximos cien años. El resultado más probable será un declive súbito e incontrolable tanto de la población como de la capacidad industrial. 2) Es posible modificar estas tendencias de crecimiento y establecer unas normas de estabilidad ecológica y económica que puedan ser mantenidas por mucho tiempo de cara al futuro. El equilibrio global podría diseñarse de modo que las necesidades básicas materiales de cada habitante de la Tierra puedan ser satisfechas, y de forma que cada persona tenga iguales oportunidades de realizar su potencial humano individual. 3) Si los pueblos de la Tierra se deciden por esta segunda alternativa y no por la primera, cuanto antes empiecen a trabajar a favor de ella mayores serán sus posibilidades de éxito". Entre las principales críticas al Informe Meadows (Tamames, 1985, p. 126 y ss.) destacan las que se dirigen a los supuestos tecnológicos del modelo utilizado para la predicción y simulación: aunque se acepta un progreso técnico sostenido se suponen rendimientos decrecientes en la agricultura y los recursos naturales a lo que hay que añadir que no se considera la posibilidad de una mejora continua en la tecnología anticontaminación.

Más reciente es la respuesta de los autores a dichas críticas en un trabajo que ha sido considerado la continuación del Informe anterior y cuyos resultados se sintetizan en el siguiente párrafo: "las tres conclusiones que delineamos en *Los límites del crecimiento* siguen siendo válidas, pero se deben reforzar. Ahora las hemos dejado establecidas como sigue: 1) La utilización humana de muchos recursos esenciales y la generación de muchos tipos de contaminantes han sobrepasado ya las tasas que son físicamente sostenibles. Sin reducciones significativas en los flujos de materiales y energía, habrá en las décadas venideras una incontrolada disminución *per cápita* de la producción de alimentos, el uso energético y la producción industrial. 2) Esta disminución no es inevitable. Para evitarla son necesarios dos cambios. El primero es una revisión global de las políticas y prácticas que perpetúan el crecimiento del consumo material y de la población. El segundo es un incremento rápido y drástico de eficiencia con la cual se utilizan los materiales y las energías. 3) Una sociedad sostenible es aún técnica y económicamente posible (...)" (Meadows *et al*, 1994, p. 23).

⁶⁹ Merece ser referenciada aquí, por reflejar las claves del citado debate, la serie de entrevistas realizadas a destacados científicos por parte de Willem L. Oltmans (*ed.*) (1975). Respecto de la motivación de la presente nota, destacamos las respuestas de los siguientes autores: Paul R. Ehrlich (pp. 96-102); William D. Nordhaus (pp. 143-150); Ernest Mandel (pp. 155-162); Barry Commoner (pp. 194-200); Erza J. Mishan (pp. 244-251); Gunnar Myrdal (pp. 271-277); Kenneth E. Boulding (pp. 495-500).

cialmente ampliado en varias direcciones, de manera que estamos aún lejos de conformar un criterio unificador, a lo que hay que añadir las incertidumbres que todavía debe despejar la Ciencia Económica –*lato sensu*–, en todo caso cada vez más y más compelida a incorporar crecientes dosis de interdisciplinaridad en el futuro.

Nada mejor para ilustrar tal situación que beneficiarnos de la singular aportación de Naredo (1987), lo que nos permitirá concluir el contenido del presente capítulo de nuestra Memoria Doctoral.

En efecto, nuestro autor, decididamente partidario de un enfoque ecointegrador (entre lo económico y ecológico) sostiene que este no puede tener como objetivo el crecimiento de una magnitud como el PIB pero tampoco el crecimiento cero, puesto que propugna un estancamiento difícilmente compatible con la propia noción de sistema económico. Como señala Naredo: “Este enfoque [el ecointegrador] trata simplemente de proporcionar las orientaciones necesarias para que tal sistema [el sistema económico] evolucione en el territorio considerado, no ya hacia la estabilidad ecológica y el equilibrio financiero que garantizan su viabilidad a largo plazo, sino también básicamente a favor de los valores vitales de sus habitantes, siendo la esperanza de vida uno de sus valores más sintéticos y relevantes. Y esa evolución entrañará sin duda la expansión de ciertas actividades y la regresión de otras, la apropiación, transformación y uso acrecentado de determinados materiales y energías y el abandono de otros, todo ello claro está dentro de los límites que plantean los recursos y las tecnologías disponibles en el marco de estabilidad propuesto. El objetivo de la estabilidad ecológica no puede oponerse, pues, a una perspectiva evolucionista de la gestión de los recursos naturales (...)” (Naredo, 1987, pp. 514-515).

Si no hay una escala óptima única del sistema económico en relación con el ecosistema global sino que la escala óptima depende en cada momento de la coevolución de los sistemas, el crecimiento cero es un objetivo tan arbitrario como el crecimiento del PIB. La evolución del sistema económico deberá orientarse al desarrollo sostenible, lo que implica rechazar el crecimiento indiscriminado y adoptar una planificación previa que, a nuestro entender, debe basarse en cuatro pilares:

- Un estudio en profundidad de los materiales y de las fuentes de energía disponibles.
- Un conocimiento lo más preciso posible de los efectos de las actuaciones humanas sobre el ecosistema global en cada momento.
- Orientación deliberada de la tecnología puesto que no es neutra y nada garantiza que se dirija automáticamente hacia el desarrollo sostenible.
- Educación ambiental (en valores).

Capítulo 2

Aproximación empírica a la relación entre crecimiento económico y medio ambiente: la Curva de Kuznets Ambiental

Capítulo 2

Aproximación empírica a la relación entre crecimiento económico y medio ambiente: la Curva de Kuznets Ambiental

2.1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior, hemos presentado diferentes posturas ante la relación entre medio ambiente y crecimiento económico. Mientras algunos autores establecen una relación positiva entre el crecimiento económico y el deterioro medioambiental –defendiendo así la necesidad de establecer un límite al crecimiento–, otros propugnan el crecimiento económico como el único camino viable para la protección del medio natural.

La hipótesis que se ha denominado Curva de Kuznets Ambiental (CKA) se ha unido desde principios de los noventa a este debate. Esta hipótesis sugiere que la relación entre la renta per cápita y la degradación medioambiental podría representarse por una U invertida, de forma que el deterioro ambiental mantendría una relación creciente con la renta hasta alcanzar un nivel crítico de ingreso per cápita a partir del cual los incrementos de la renta irían acompañados de mejoras en la calidad medioambiental⁷⁰.

⁷⁰ Azqueta (2002, pp. 329-333) incluye una breve referencia a la cuestión en su manual de Economía Ambiental.

Esta hipótesis recibe el nombre de Curva de Kuznets Ambiental por su similitud con la relación descrita por Simon Kuznets (1955) entre la renta per cápita y la desigualdad en la distribución de la renta, de forma que dicha desigualdad comenzaría aumentando en las primeras fases del desarrollo económico pero disminuiría en fases más avanzadas.

La posibilidad de una CKA ha sido explicada, en términos generales, por las diferentes fases por las que habitualmente ha transcurrido el desarrollo económico: de economías agrícolas de subsistencia se pasa a una fase de crecimiento industrial con un movimiento progresivo hacia la industria pesada hasta llegar a la fase post-industrial en la que se incrementa el peso en el PIB de los servicios y de la tecnología de la comunicación. Panayotou (1993) ha descrito así este proceso:

“A bajos niveles de desarrollo tanto la cantidad como la intensidad de la degradación ambiental está limitada a los impactos sobre la dotación de recursos de la actividad económica de subsistencia y a las cantidades limitadas de residuos biodegradables. A medida que se acelera el desarrollo económico con la intensificación de la agricultura y la extracción de otros recursos y el despegue de la industrialización, las tasas de extracción de recursos empiezan a superar las tasas de regeneración de recursos, y la generación de residuos aumenta en cantidad y toxicidad. A niveles de desarrollo más elevados, el cambio estructural hacia industrias intensivas en información y servicios, unido a una creciente conciencia medioambiental, al establecimiento de regulaciones medioambientales, mejor tecnología y mayores gastos medioambientales, dan como resultado una estabilización y una disminución gradual de la degradación medioambiental”.

La hipótesis de una CKA parece avalada por diversos estudios econométricos aunque, como veremos, sus resultados no pueden aún considerarse concluyentes.

Algunos autores han invocado la CKA para defender la existencia de una relación causal directa positiva entre crecimiento económico y calidad medioambiental, lo que, a su vez, les permite extraer claras implicaciones para la política económica y medioambiental: lo único importante es crear las condiciones competitivas necesarias para garantizar el crecimiento económico continuado ya que así se podrán lograr a la vez los objetivos económicos y los objetivos ecológicos. La política medioambiental

sería en este contexto innecesaria y su aplicación podría suponer un freno al crecimiento económico en tanto que objetivo prioritario.

Pero debemos subrayar que tales conclusiones son excesivamente simplistas y no pueden extraerse directamente de los estudios de la CKA. Aún aceptando la existencia de una CKA, no puede deducirse que existe una relación directa automática entre calidad medioambiental y crecimiento económico sino que la conexión entre ellos puede ser indirecta a través, por ejemplo, de la aplicación de políticas ambientales más estrictas cuando los niveles de renta son más elevados. Para poder obtener conclusiones sólidas para el diseño de políticas, es necesario profundizar en las relaciones entre crecimiento y medio ambiente.

Stern (2003b) sitúa la aparición de la hipótesis CKA a principios de los noventa en un estudio empírico realizado por Grossman y Krueger (1991) sobre los posibles impactos medioambientales del Tratado de Libre Comercio (TLC). Aunque posteriormente ha dado lugar a algunas aportaciones teóricas, lo cierto es que el grueso de la literatura sobre la CKA se compone de estudios empíricos que examinan las relaciones entre la renta y algunos indicadores de deterioro medioambiental. Por ello, comenzaremos exponiendo las principales aportaciones de estos trabajos y dejaremos para el próximo capítulo algunas consideraciones de carácter más teórico.

2.2. LA CURVA DE KUZNETS AMBIENTAL (CKA)

Los estudios empíricos sobre la hipótesis CKA se centran en estimar modelos econométricos que buscan establecer la relación existente entre la renta per cápita y un indicador de la degradación medioambiental. Si esa relación puede representarse por una curva en forma de U invertida, el segundo paso es calcular el “punto crítico” (*turning point*), es decir, el nivel de renta per cápita en el que la curva alcanza su máximo (y donde un cambio marginal en el indicador medioambiental es cero).

Como recoge Ekins (1997), los estudios econométricos sobre la CKA estiman una ecuación o ecuaciones con la siguiente forma general:

$$f(E_{it}) = \alpha_0 + \alpha_1 g_1(Y_{it}) + \alpha_2 g_2(Y_{it}^2) + \alpha_3 g_3(Y_{it}^3) + \alpha_4 g_4(Y_{it-a}^n) + \beta.B + \gamma.t + \varepsilon_{it} \quad (2.1)$$

donde E_{it} es un indicador medioambiental para el país i en el momento t ; α, β, γ son los parámetros que deben ser estimados; Y_{it} es la renta per cápita del país i en el momento t , siendo Y_{it-a}^n un polinomio de la renta retardada; B es un vector de otras variables explicativas que posiblemente incluya variables ficticias para capturar la influencia específica de la demografía, la geografía o años concretos; ε es la perturbación aleatoria; y $f(\cdot)$ y $g(\cdot)$ son las formas funcionales que son predominantemente, pero no exclusivamente, logarítmicas o lineales.

Si $\alpha_3 \neq 0$, la ecuación es cúbica en la renta; si $\alpha_3 = 0$ y $\alpha_2 \neq 0$, la ecuación es cuadrática; si $\alpha_3 = \alpha_2 = 0$ y $\alpha_1 \neq 0$, la ecuación es lineal. La forma de la curva generada por la relación dependerá de los signos y valores relativos de α_1 , α_2 y α_3 .

Es muy frecuente que en el modelo CKA se incluyan ordenadas en el origen que varían entre países o regiones y entre años (efecto país y efecto tiempo). De forma más concreta y teniendo todo lo anterior en cuenta podemos decir que el modelo de regresión CKA que podríamos considerar estándar (o básico) toma normalmente las siguientes especificaciones:

- Especificación cuadrática en niveles

$$E_{it} = \beta_i + \gamma_t + \alpha_1 (PIB/P)_{it} + \alpha_2 (PIB/P)_{it}^2 + \varepsilon_{it} \quad (2.2)$$

- Especificación cuadrática en logaritmos

$$\ln E_{it} = \beta_i + \gamma_t + \alpha_1 \ln(PIB/P)_{it} + \alpha_2 (\ln(PIB/P)_{it})^2 + \varepsilon_{it} \quad (2.3)$$

- Especificación cúbica en niveles

$$E_{it} = \beta_i + \gamma_t + \alpha_1 (PIB/P)_{it} + \alpha_2 (PIB/P)_{it}^2 + \alpha_3 (PIB/P)_{it}^3 + \varepsilon_{it} \quad (2.4)$$

- Especificación cúbica en logaritmos

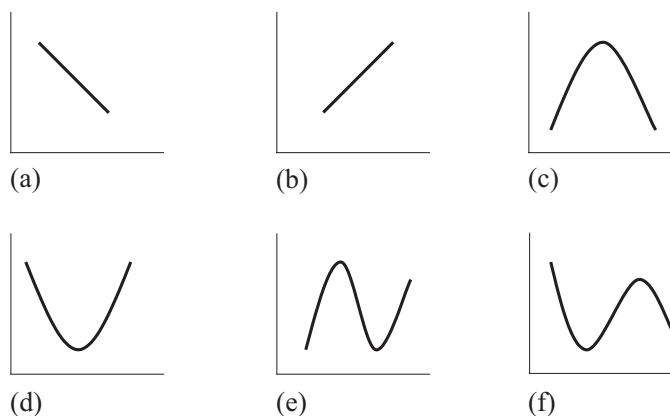
$$\ln E_{it} = \beta_i + \gamma_t + \alpha_1 \ln(PIB/P)_{it} + \alpha_2 (\ln(PIB/P)_{it})^2 + \alpha_3 (\ln(PIB/P)_{it})^3 + \varepsilon_{it} \quad (2.5)$$

donde E sería el indicador medioambiental seleccionado (habitualmente en términos per cápita); P la población; β y γ recogerían los efectos país y tiempo respectivamente, variando β entre países o regiones i y variando γ entre años t .

Aunque en las especificaciones anteriores hemos incluido tanto los efectos país como los efectos tiempo, también consideramos modelo de regresión CKA estándar cuando sólo se incluye uno de dichos efectos o cuando la especificación recoge una ordenada en el origen común.

Representamos en la Figura 1 las posibles formas que puede adoptar la relación entre calidad medioambiental y renta.

Figura 1.- Posibles formas de la relación entre calidad medioambiental (eje y) y renta (eje x)



(a) Lineal, pendiente decreciente: $\alpha_1 < 0$, $\alpha_2 = \alpha_3 = 0$.

(b) Lineal, pendiente creciente: $\alpha_1 > 0$, $\alpha_2 = \alpha_3 = 0$.

(c) Cuadrática, U invertida: $\alpha_1 > 0$, $\alpha_2 < 0$, $\alpha_3 = 0$; $|\alpha_2| \ll |\alpha_1|$.

(d) Cuadrática, forma de U normal: $\alpha_1 < 0$, $\alpha_2 > 0$, $\alpha_3 = 0$; $|\alpha_2| \ll |\alpha_1|$.

(e) Cúbica, forma de N: $\alpha_1 > 0$, $\alpha_2 < 0$, $\alpha_3 > 0$; $|\alpha_3| \ll |\alpha_2| \ll |\alpha_1|$.

(f) Cúbica, N invertida: $\alpha_1 < 0$, $\alpha_2 > 0$, $\alpha_3 < 0$; $|\alpha_3| \ll |\alpha_2| \ll |\alpha_1|$.

FUENTE: Ekins (1997, p. 808)⁷¹ (reproducción de los gráficos nuestra).

⁷¹ Como exponen Galeotti y Lanza (1999), Ekins (1997), al señalar simplemente que la función CKM puede exhibir forma de N cuando $\alpha_2 < 0$ y $\alpha_3 > 0$, no está recogiendo las diversas posibilidades que pueden surgir dependiendo de los signos de ambos parámetros en una relación cúbica lineal en variables, posibilidades que estos autores analizan en un apéndice de su trabajo.

Debe resaltarse que las ecuaciones (2.1) a (2.5) están en forma reducida, por lo que recogen la relación tanto directa como indirecta que existe entre la renta y el indicador medioambiental, lo que impide extraer conclusiones sobre la relación causal directa entre ambos a partir de dichas ecuaciones.

En cuanto a si es más conveniente utilizar las especificaciones logarítmicas o en niveles parece haber en la literatura una preferencia por las primeras. Para Stern (2003, p. 7), debe tenerse en cuenta que, dado que la actividad económica inevitablemente implica el uso de recursos y, por tanto, según las leyes de la termodinámica, la producción de residuos, serían inapropiadas las regresiones que permitan que los niveles de los indicadores tomen valores cero o negativos, excepto en el caso de la deforestación (puede producirse la reforestación). Para introducir esta restricción propone Stern que se utilice una variable dependiente logarítmica. También Cole *et al* (1997, p. 405) consideran más adecuada la especificación logarítmica. Según estos autores, *a priori* parece que la función cuadrática en logaritmos proporcionaría una evolución más realista de la relación renta-calidad medioambiental que la función cuadrática en niveles debido a la naturaleza simétrica de esta última. La simetría implica que los niveles de contaminación deberían disminuir a la misma tasa a la que aumentaron y que esos niveles de contaminación se convertirían en negativos probablemente en un corto espacio de tiempo. Por el contrario, la función cuadrática en logaritmos disminuiría gradualmente tras pasar el punto crítico ya que la curva se aproxima asintóticamente a cero. Galeotti y Lanza (1999) aplican diferentes contrastes para seleccionar entre la especificación en niveles y la especificación en logaritmos en el caso de las emisiones de CO₂ y concluyen que es preferible la especificación logarítmica.

En relación a las técnicas econométricas aplicadas, predominan los estudios que emplean datos de panel y efectos fijos aunque suelen ofrecerse también los resultados de la estimación con efectos aleatorios⁷². Dada su importancia en los estudios empíri-

⁷² Stern (1998) estudia las técnicas econométricas utilizadas en 25 trabajos sobre la CKM realizados hasta esa fecha. En torno al 71% de esos trabajos utiliza datos de panel o longitudinales y un porcentaje similar aplica efectos fijos y/o aleatorios o mínimos cuadrados generalizados (MCG). De los 25 trabajos analizados, el 40% utilizan la variable dependiente en logaritmos y sólo el 48% incluye diagnósticos de la regresión. Stern percibe un incremento en la sofisticación de las técnicas a lo largo del tiempo. Aunque Stern sólo recoge los trabajos publicados hasta 1998 podemos decir que los estudios con datos de panel o longitudinales y efectos fijos o MCG, siguen siendo mayoritarios aunque los diagnósticos son cada vez más completos.

cos sobre la CKA, haremos ahora una breve referencia a los modelos de efectos fijos y de efectos aleatorios.

En el modelo de efectos fijos se supone, generalmente, que las diferencias entre unidades pueden ser captadas por las diferencias en el término constante (Green, 1999, p. 534). De esta forma, los que anteriormente hemos denominado efectos país y efectos tiempo (α_i y γ_t) se introducen como variables ficticias en el modelo, asumiéndose así que la ordenada en el origen varía entre las unidades de sección cruzada y/o entre los periodos de tiempo. La ordenada en el origen específica para el país recogería, en el caso de la CKA, factores exógenos al proceso de crecimiento económico específicos de cada país que afectan al indicador medioambiental como, por ejemplo, el clima, la geografía, la dotación de recursos o la extensión territorial. La ordenada en el origen específica para el tiempo recogería variables omitidas, exógenas al proceso de crecimiento económico, que varían con el tiempo y *shocks* estocásticos, comunes para todos los países. Como indica Green (1999, p. 540), “el modelo de efectos fijos es un enfoque razonable cuando podemos estar seguros de que las diferencias entre unidades se pueden interpretar como un desplazamiento paramétrico en la función de regresión”.

Según Kennedy (1998, p. 227), los coeficientes de esas variables ficticias reflejan ignorancia en la medida en que únicamente miden los desplazamientos en la línea de regresión que se deberían a variables desconocidas. Sin embargo, algunos investigadores abogan por tratar esa ignorancia de forma similar a la ignorancia general que representa la perturbación aleatoria, proponiendo para ello el modelo de efectos aleatorios. En este tipo de modelo, hay una ordenada en el origen conjunta pero la perturbación aleatoria tiene tres componentes (en el caso en el que se incluyan efectos país y efectos tiempo): la perturbación aleatoria tradicional única para cada observación; una perturbación aleatoria que representa la medida en que la ordenada en el origen del país i difiere de la ordenada en el origen conjunta (efecto país); y una perturbación aleatoria que representa la medida en que la ordenada en el origen del periodo de tiempo t difiere de la ordenada en el origen conjunta (efecto tiempo).

Sin embargo, como expone Kennedy, el modelo de efectos aleatorios presenta un importante inconveniente, ya que asume que las perturbaciones aleatorias asociadas, en este caso, a cada país o a cada periodo de tiempo no están correlacionadas con los

otros regresores, lo que no es probable que suceda. Si esa correlación existe, modelizarlo como un efecto aleatorio generará una correlación entre la perturbación y el regresor lo que provocará un sesgo en los coeficientes estimados por el modelo de efectos aleatorios. Como advierte Green (1999, p. 548), en el caso de que exista dicha correlación “el tratamiento de efectos aleatorios puede ser inconsistente, debido a variables omitidas”.

Con el fin de determinar si el modelo adecuado es el de efectos aleatorios, se utiliza el contraste de Hausman para analizar la posible correlación existente entre la perturbación y los regresores. Bajo la hipótesis nula de no correlación entre la perturbación y los regresores, el modelo de efectos aleatorios es aplicable y el estimador de mínimos cuadrados generalizados factibles (MCGF) es consistente y eficiente (Kennedy, 1998, p. 227). Las consecuencias del resultado de este contraste para los estudios CKA se analizan en la sección dedicada a las principales críticas econométricas.

Una vez estimado el modelo, el segundo paso en los trabajos empíricos sobre la CKA es estimar el punto crítico (en adelante PC), esto es, el nivel de renta per cápita en el que el indicador de deterioro medioambiental alcanza su valor máximo y, a partir del cual, los valores del indicador disminuyen a medida que aumenta la renta per cápita (sería así el punto en el que la curva alcanza su máximo). Si el modelo CKA está especificado en la forma cuadrática tomando las variables en niveles, el PC estimado se calcula:

$$\tau = -\alpha_1 / (2\alpha_2) \quad (2.6)$$

Si el modelo está especificado en la forma cuadrática tomando las variables en logaritmos, el PC estimado se calcula:

$$\tau = \exp (-\alpha_1 / (2\alpha_2)) \quad (2.7)$$

Una vez presentados los aspectos básicos relativos al modelo CKA estándar, y antes de proceder a la exposición de los principales resultados de los trabajos empíricos, debemos detenernos en la cuestión, no precisamente baladí, de la selección de los indicadores utilizados. Como veremos en epígrafes posteriores, los estudios economé-

tricos sobre la CKA han utilizado diversos indicadores medioambientales: emisiones de contaminantes a la atmósfera y al agua; concentraciones de contaminantes en el medio (agua y aire); la tasa de deforestación o el agotamiento de los nutrientes del suelo para reflejar la degradación del suelo; el acceso a agua potable y al saneamiento; los residuos municipales; la intensidad tóxica; el volumen de tráfico; o el consumo de energía.

De todos ellos, los más estudiados han sido los de contaminación atmosférica y entre ellos, especialmente, las emisiones y concentraciones de SO₂.

Una revisión rápida a la lista de los indicadores nos permite observar la diferente naturaleza de los mismos, lo que *a priori* puede condicionar los resultados de las estimaciones. Para profundizar en ello podemos recurrir al conocido sistema de Presión-Estado-Respuesta para la clasificación de los indicadores medioambientales⁷³. En este sistema se desarrollan tres tipos de indicadores (Ministerio de Medio Ambiente, 1996):

- De presión, que representan las presiones directas e indirectas sobre el medio ambiente.
- De estado, que reflejan la calidad del medio ambiente.
- De respuesta, que recogen los esfuerzos realizados en políticas ambientales y de recursos naturales.

Por tanto, las emisiones de un contaminante son un indicador de presión, mientras que las concentraciones en el medio de dicho contaminante son un indicador de estado.

⁷³ El marco de análisis Presión-Estado-Respuesta ha sido el modelo de desarrollo de indicadores medioambientales utilizado por la OCDE y es el modelo en el que se basa el Sistema español de indicadores ambientales (véase, por ejemplo, en Ministerio de Medio Ambiente, 1996, 1998 y 1999). Este modelo se basa en el concepto de causalidad: "(...) las actividades humanas ejercen presiones sobre el medio y cambian su calidad y la cantidad de recursos naturales. La sociedad responde a esos cambios a través de políticas ambientales, sectoriales y económicas. Esto último crea un bucle hacia las actividades humanas de presión. En términos generales, estos pasos forman parte de un ciclo de política ambiental que incluye la percepción del problema, la formulación de políticas, y el seguimiento y evaluación de las mismas" (OCDE, 1998, *cit.* en Ministerio de Medio Ambiente, 1996, p. 12).

El acceso al agua potable, el acceso al saneamiento urbano y el porcentaje de áreas protegidas se incluirían en el grupo de indicadores de respuesta y cabe esperar que, cuando la respuesta requiere una inversión en infraestructuras, los esfuerzos realizados aumenten con el nivel de renta, esto es, *a priori* se esperaría una relación positiva entre la renta y ese tipo de indicadores, y no en forma de U invertida.

Tal y como se formula la hipótesis CKA en la literatura, la relación debería establecerse entre un indicador del desarrollo económico y un indicador que permita recoger los cambios en la calidad medioambiental. Hemos mencionado que en los estudios empíricos suele utilizarse la renta per cápita como indicador de desarrollo económico y acabamos de señalar la variedad de indicadores medioambientales que se están empleando. Ahora bien, no todos ellos permiten recoger el deterioro o la mejora efectiva de la calidad medioambiental.

Con ese propósito parecería más adecuado un indicador de estado que un indicador de presión o de respuesta. El indicador de presión no tiene por qué estar directamente relacionado con la calidad del medio ya que no se está teniendo en cuenta la capacidad de asimilación y de adaptación del entorno natural. Tampoco recoge la calidad del medio el indicador de respuesta. Sin embargo, el indicador de estado también presenta limitaciones; podemos citar dos importantes.

Por un lado, las variaciones en un indicador de estado (o en cualquier tipo de indicador medioambiental) sólo son relevantes si el medio natural no ha entrado en un proceso de deterioro irreversible. En este caso, ni, por ejemplo, la disminución de las concentraciones en el medio podría asociarse a una mejora en la calidad medioambiental.

Por otro lado, existen contaminantes con efectos transfronterizos, por lo que determinar el estado del medio ambiente en un territorio determinado no sería en ese caso representativo del daño medioambiental realmente causado, como sucede, por ejemplo, con el SO₂ (y con algunos contaminantes atmosféricos). En este caso, los resultados de la estimación, especialmente los PC como veremos, pueden variar si el indicador elegido son las concentraciones de SO₂ en el medio (estado) o las emisiones de SO₂ (presión). En el caso concreto del SO₂ y de otros contaminantes que no sólo tienen efectos locales sino también efectos transfronterizos, la diferencia entre con-

centraciones y emisiones debe tenerse en cuenta ya que, como advierte Ekins, “el daño medioambiental, al contrario que el daño a la salud humana, es más probable que esté relacionado con las emisiones agregadas que con las concentraciones urbanas” (Ekins, 1997, p. 810). Dada la naturaleza transfronteriza de los problemas de la acidificación, las concentraciones de SO₂ en un punto no representarían el daño causado al medio ambiente.

Es por ello frecuente que, en el caso de algunos contaminantes atmosféricos, se seleccione un indicador de presión en términos de emisiones per cápita, como también haremos en este trabajo. Esto plantea a su vez otro problema ya que, al estar expresado en términos per cápita, una disminución del indicador no supone necesariamente una reducción efectiva de las emisiones. Puede implicar, simplemente, que las emisiones siguen creciendo pero menos que la población, lo que no podría realmente interpretarse como una disminución absoluta de la presión ejercida sobre el entorno natural. Trataremos de recoger estas diferencias en nuestro estudio.

2.3. PRINCIPALES CONCLUSIONES DE LOS ESTUDIOS EMPÍRICOS

Antes de exponer las conclusiones debemos recordar que Stern *et al* (1996), Ekins (1997), Barbier (1997), Stern (1998), Stagl (1999), Dasgupta *et al* (2002) y Stern (2003b) ofrecen revisiones de la literatura en las que incluyen completos resúmenes y tablas que recogen los resultados de diversos estudios empíricos realizados. Además, en 1997 la revista *Environment and Development Economics*, 2(4), dedicó un número especial a la CKA y lo mismo hizo en 1998 la revista *Ecological Economics*, 25(2).

2.3.1. PRINCIPALES CONCLUSIONES DE LOS ESTUDIOS EMPÍRICOS SOBRE LA CKA BÁSICA

Trataremos de sintetizar a continuación las conclusiones más destacadas resultantes de la estimación del modelo básico de la CKA con datos internacionales. Entendemos por modelos CKA básicos cualquiera de los especificados en las ecuaciones

(2.2) a (2.5). Aunque en ese modelo se incluyen tanto efectos país como efectos tiempo, también se considera modelo CKA básico cuando se incluye sólo uno de los dos efectos o una ordenada en el origen común. También consideraremos como modelos CKA básicos aquellos en los que a la forma polinómica en la renta per cápita se le añaden variables explicativas como la densidad de población, una tendencia temporal, diferentes tipos de ficticias de localización, el valor medio anual de la temperatura del agua (en los contaminantes del agua) o la tasa de urbanización, ya que consideramos que su inclusión no supone la introducción de hipótesis diferentes a la hipótesis CKA básica.

No se considerarán en este punto los modelos CKA que incluyen otros tipos de variables explicativas con la finalidad de contrastar hipótesis adicionales ni los estudios centrados en los casos de países individuales ya que se les dedicarán posteriormente epígrafes específicos.

Dividimos las conclusiones de los estudios empíricos sobre la CKA básica en tres grupos:

- Principales conclusiones sobre la relación entre los indicadores medioambientales y la renta: forma de las curvas estimadas.
- Principales conclusiones sobre los PC estimados.
- Conclusiones sobre la robustez de la relación estimada en los estudios CKA.

2.3.1.1. Principales conclusiones sobre la relación entre los indicadores medioambientales y la renta: forma de las curvas estimadas

Con la finalidad de comentar los principales resultados sobre la forma de la curva estimada de los estudios CKA, presentamos un cuadro resumen (Cuadro 2.1) en el que se recoge la forma de las curvas resultantes de la estimación econométrica del que hemos considerado modelo CKA básico, tal y como se ha descrito previamente.

Cuadro 2.1.- Forma de las curvas estimadas en estudios empíricos sobre la CKA

ESTUDIOS	INDICADORES DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA									
	CO ₂ (epc)	SO _{2,x} (epc)	SO ₂ (cu)	DM (cu)	MPS (cu)	MPS (epc)	NO _{2,x} (epc)	CO (epc)	CH ₄ (epc)	CFCs (epc)
GK(1991)EA			N	N	\					
GK(1991)-EF			N	N	/					
HES (1992)	∩ (F)									
G (1993)			N	N						
P (1993) ^{a,b}		∩				∩	∩			
S (1994) ^c	/		∩		∩					
GK (1994) ^{d,f}			N	∩	\					
SS (1994) ^{a,c}		∩				∩	∩	∩		
CRB (1997) ^{a,q}	∩ (F)	∩				∩	∩	∩	ns	∩
MU (1997)	N									
P (1997) ^c			N (F)							
TB (1998)			N	N	\ ^m					
AC (1999) ^{a,g}	∩									
GL (1999)	∩									
HMB(2001) ^{a,b}	/		∩		∩					
SyC(2001) (I) ^{a,c,o}		∩ (F)								
SyC(2001) (II) ^{a,c,o}		∩								
HLyW (2002)-EA			inN	∩	\					
HLyW (2002)-EF			U							
HM(2002)	∩	∩					∩			

ESTUDIOS	INDICADORES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA										
	d.O ₂ ⁿ	f.col. (c)	t.col. (c)	Pb (c)	Cd (c)	Hg (c)	As (c)	Ni (c)	DBO	DQO	Nit (c)
G (1993)	U	∩	N	N	\	N	N	inN	∩	∩	inN
S (1994) ^e	\	N									
GK(1994) ^{d,f}	U	∩	N	N	inN	ns	N	ns	∩	∩	∩
CRB(1997) (I) ^{a,p}											∩
CRB(1997) (II) ^{a,p}											∩ (F)
TB (1998)	/	ns									

ESTUDIOS	OTROS INDICADORES										
	Energ. (cpc)	Car. agua pot.	Car. san.	Vol. traf.	Res. urb. (pc)	Energ. trans. (cpc)	HE	Tasa defor.	Int. tóx.	ANS	AP (%)
HLW (1992)									∩ ^h		
HLW (1992)									/ ⁱ		
P (1993) ^{a,b}								∩			
S (1994) ^e		\	\		/			ns			
CG (1994) ^{a,j}								∩			
CG (1994) ^{a,k}								ns			
CRB(1997) ^a	∩ (F)			∩ (F)	U (F)	∩ (F)					
H (1997)	/										
R (1998) ^a							/				
TB (1998)		N ^l	N ^l								
SC (1998) ^a	∩ (F)										
AC (1999) ^{a,g}	∩										
HMB(2001) ^{a,b}		\	\					∩		ns	
B (2002) ^{a,b}											U

Cuadro 2.1 (cont.).- Forma de las curvas estimadas en estudios empíricos sobre la CKA

<p>INDICADORES MEDIOAMBIENTALES</p> <p>– <i>Contaminación atmosférica</i>: CO₂, dióxido de carbono; SO_{2,x}, dióxido de azufre u óxidos de azufre; DM, <i>smoke (dark matter)</i>; MPS, materia particulada en suspensión; NO_{2,x}, dióxido de nitrógeno u óxidos de nitrógeno; CO, monóxido de carbono; CH₄, metano; CFCs, incluye CFCs y halones.</p> <p>– <i>Contaminación del agua</i>: d.O₂, oxígeno disuelto; f.col, coliformes fecales; t. col, coliformes totales; Pb, plomo; Cd, cadmio; Hg, mercurio; As, arsénico; Ni, níquel; DBO, demanda biológica de oxígeno; DQO, demanda química de oxígeno; Nit., nitratos.</p> <p>– <i>Otros</i>: Energ, consumo de energía; Car. agua pot., carencia de agua potable (%); Car. san., carencia de saneamiento (%); Vol. traf., volumen de tráfico; Res. urb., residuos urbanos; Energ trans., consumo de energía del transporte; HE, huella ecológica; Tasa defor., tasa de deforestación; Int. tóx., intensidad tóxica; ANS, agotamiento de los nutrientes del suelo; AP, (%) área nacional protegida.</p>
<p>ABREVIATURAS</p> <p>EA, efectos aleatorios; EF, efectos fijos; F, PC fuera de la muestra; epc, emisiones per cápita; cu, concentraciones urbanas; c, concentraciones; cpc, consumo per cápita; ns, no significativa; pc, per cápita.</p>
<p>FORMAS DE LA CURVA</p> <p>/, curva con pendiente positiva no necesariamente lineal; \, curva con pendiente negativa no necesariamente lineal; U, curva en forma de U no necesariamente simétrica; ∩, curva en forma de U invertida no necesariamente simétrica; N, curva en forma de N no necesariamente simétrica; inN, curva en forma de N invertida no necesariamente simétrica.</p>
<p>AUTORES</p> <p>GK, Grossman y Krueger; HES, Holtz-Eakin y Selden; G, Grossman; P, Panayotou; S, Shafik; SS, Selden y Song; CRB, Cole, Rayner y Bates; MU, Moomaw y Unruh; TB, Torras y Boyce; AC, Agravas y Chapman; GL, Galeotti y Lanza; HMB, Heerink, Mulatu y Bulte; SyC, Stern y Common; HLYW, Harbaugh, Levinson y Wilson; HM, Hill y Magnani; HLW, Hettige, Lucas y Wheeler; CG, Cropper y Griffiths; H, Horvath; R, Rothman; SC, Suri y Chapman; B, Bimonte.</p>
<p>NOTAS</p> <p>^a En estos estudios no se estima la especificación cúbica.</p> <p>^b Estos estudios utilizan únicamente datos de sección cruzada.</p> <p>^c En estos estudios se estima el modelo con efectos fijos y con aleatorios pero, al obtenerse la misma forma de la curva (no los PC) en ambas estimaciones, se incluyen en el Cuadro como un único resultado. El estimador de efectos aleatorios sólo es consistente en la sub-muestra “OCDE” del estudio de SyC (2001).</p> <p>^d En este trabajo los autores sólo utilizan el estimador de efectos aleatorios.</p> <p>^e Estos autores estiman tres formas funcionales en logaritmos: lineal, cuadrática y cúbica. Las curvas recogidas en el Cuadro corresponden a los resultados del modelo que presenta mayor capacidad explicativa en cada caso.</p> <p>^f Estos autores añaden entre las variables explicativas la forma polinómica cúbica del PIB per cápita medio de los últimos tres años y una tendencia temporal lineal.</p> <p>^g Del estudio de estos autores se recoge aquí el resultado del que denominan modelo CKA tradicional. El modelo está en la forma cuadrática en logaritmos con efectos fijos de tiempo y país pero además del PIB incluye como variables explicativas el logaritmo del cociente entre importaciones de bienes manufacturados y PIB y el del cociente entre exportaciones de bienes manufacturados y PIB.</p> <p>^h La variable dependiente es la intensidad tóxica por unidad de PIB.</p> <p>ⁱ La variable dependiente es la intensidad tóxica por unidad de <i>output</i> industrial.</p> <p>^j Forma de la curva resultante de la estimación de la CKA para África y Latinoamérica. El modelo CKA estimado está en la forma cuadrática en niveles a la que se añaden algunas variables como la densidad rural de población, el cambio porcentual en el PIB per cápita, el cambio porcentual en la población, el precio de la madera, una ficticia para cada país y una tendencia temporal.</p> <p>^k Forma de la curva resultante de estimar el modelo anterior pero para Asia.</p> <p>^l En estos casos, las variables dependientes no son la carencia sino el porcentaje de población con acceso a agua potable y el porcentaje de población con acceso a saneamiento.</p> <p>^m En este caso la variable dependiente son las concentraciones de partículas pesadas.</p> <p>ⁿ El aumento del oxígeno disuelto supone una mejora de la calidad del agua.</p> <p>^o (I) Estimación para las muestras “mundo” y “no-OCDE”; (II) Estimación para la muestra “OCDE”.</p> <p>^p (I) Estimación en niveles; (II) estimación en logaritmos.</p> <p>^q También estiman el modelo para las emisiones de SO₂, NO₂ y MPS del transporte y obtienen curvas con forma de U invertida.</p> <p>La información sobre los trabajos G(1993), P(1993), SS(1994), HLW(1992), CG(1994) y H(1997), se ha tomado de Stern <i>et al</i> (1996), Ekins (1997) y Stern (1998).</p>

En muchos de los estudios incluidos en el Cuadro 2.1, se estiman varios modelos CKA pero, entre ellos, hemos seleccionado aquellos más próximos a lo que hemos descrito como modelo CKA básico. Si en algún caso se seleccionase un modelo que incluyese variables explicativas diferentes a las anteriormente señaladas para el modelo CKA básico, se indicará en las notas o en los comentarios sobre el Cuadro 2.1⁷⁴.

También es frecuente que los autores realicen la estimación del modelo tanto en niveles como en logaritmos. Cuando la forma general de la curva (no necesariamente los PC) resultante de ambas estimaciones coincida, se señalará como un resultado único en el Cuadro.

Antes de analizar la información contenida en el Cuadro 2.1, es necesario añadir algunas precisiones sobre las formas de la curva en él recogidas debido a que, en algunos estudios, los autores advierten que los PC estimados quedan fuera del rango de renta de la muestra, de lo cual se deduce que la forma de la curva en ese rango será diferente a la resultante de la estimación. Por ejemplo, la curva obtenida puede ser una U invertida, pero si el PC estimado supera el nivel máximo de renta de la muestra, la relación estimada es, de hecho, creciente en la muestra considerada. Es por ello que, aunque hemos destacado en el Cuadro 2.1 con una (F) aquellos trabajos en los que el PC estimado queda fuera del rango de renta de la muestra, consideramos oportuno ampliar dicha información explicando cuál es la forma de la curva que resultaría en el intervalo acotado por la muestra de renta. Concretamente, debemos puntualizar ese dato en los siguientes casos:

- En todos los trabajos señalados con una (F) en los cuales la curva estimada ha sido una U invertida, el PC ha resultado superior al nivel máximo de renta de la muestra. De ello se deduce que la relación entre el PIB y el indicador es creciente en la muestra de renta considerada. Además, aunque no es exactamente el caso que aca-

⁷⁴ Remitimos también, para una información más detallada, a los cuadros que incluiremos en el siguiente apartado en los que recogeremos los principales estudios CKM sobre el CO₂ y el azufre. Aún así, debemos subrayar que una gran parte de los estudios recogidos en el Cuadro 2.1 incluyen, entre los indicadores medioambientales que analizan, bien las concentraciones o emisiones de azufre bien las emisiones de CO₂ o bien ambos contaminantes y, además, que suelen utilizarse casi las mismas variables explicativas para todos los indicadores en cada estudio.

bamos de describir ya que no ha sido señalado con una (F), debemos mencionar el resultado de la estimación para las emisiones de CO₂ en Hill y Magnani (2002) porque conduce a una conclusión similar. Ciertamente, el PC que obtienen queda dentro del rango de renta pero advierten que está muy próximo al nivel máximo de PIB de la muestra, por lo que la relación renta-indicador sería prácticamente creciente en la muestra⁷⁵.

- La curva en forma de U obtenida para los residuos urbanos en Cole *et al* (1997) resulta ser una relación creciente entre el indicador y el PIB per cápita en la muestra.
- En el caso de la curva con forma de N invertida obtenida en Panayotou (1997) para las concentraciones de SO₂, el autor señala que los resultados de la estimación indican la presencia de una relación en forma de U invertida considerando el rango de los datos de renta (Panayotou, 1997, p. 476).

Una vez expuestas estas matizaciones, procedemos a comentar los resultados recogidos en el Cuadro 2.1.

Si atendemos a dichos resultados, la hipótesis CKA parece cumplirse, en general, para las emisiones de contaminantes atmosféricos, excepto el CO₂ y el CH₄, y para el DBO y DQO, en los casos de contaminantes del agua. Sin embargo, cabe señalar que en la mayoría de los estudios sobre emisiones de contaminantes atmosféricos no se contrasta la especificación cúbica.

En el resto de los casos los resultados son más ambiguos. Tanto en las concentraciones de contaminantes atmosféricos como en las de contaminantes del agua aparecen con frecuencia curvas en forma de N⁷⁶.

⁷⁵ Cabe advertir que, en el trabajo de Hill y Magnani (2002), se realizan varias estimaciones del modelo CKA: primero, con datos de sección cruzada; segundo, para grupos de países y, tercero, se estima un modelo más global en el que se combinan ambos tipos de datos. Las formas de la curva incluidas en el Cuadro 2.1 son las obtenidas de la estimación de este último. Aún así, los resultados de este estudio serán analizados más detenidamente en los próximos epígrafes.

⁷⁶ Comentario aparte merecen los resultados y conclusiones obtenidas en Harbaugh *et al* (2002) para las concentraciones de azufre, que dejamos para los siguientes epígrafes con el fin de evitar extendernos excesivamente en este punto.

En el caso de las emisiones de CO₂, en cinco trabajos (si incluimos el de Hill y Magnani, 2002) se observa una relación positiva entre el PIB y las emisiones de CO₂ en el tramo de renta considerado; en otros dos, se obtiene una curva con forma de U invertida; y, sólo en un caso, la curva estimada tiene forma de N (cuestión esta sobre la que nos detendremos en breve).

Para el volumen de tráfico, el consumo de energía⁷⁷, el consumo de energía del transporte y los residuos municipales, la relación de estos indicadores con la renta sería positiva en el rango de PIB de la muestra.

Como cabía esperar, por el hecho de estar relacionados con inversiones en infraestructuras, tanto la carencia de agua potable como la de saneamiento decrecen al aumentar la renta. En el caso del porcentaje de población con acceso a agua potable y a saneamiento, el trabajo de Torras y Boyce (1998) detecta que “inicialmente aumentan con la renta, después disminuyen ligeramente para, posteriormente, seguir creciendo” (p. 154). El otro indicador de respuesta, el porcentaje de área protegida, refleja una curva en forma de U, resultado que se mantiene cuando Bimonte (2002) incluye en el modelo otras variables explicativas que recogen la distribución de la renta, la educación y el acceso a la información⁷⁸.

La huella ecológica (Wackernagel *et al*, 1997)⁷⁹ es una medida que trata de estimar la tierra y el agua requerida para mantener sosteniblemente la media del consumo per cápita en cada nación. Incluye el consumo de alimentos, de madera, la energía directa e incorporada y el área edificada. Este indicador muestra una relación creciente con la renta.

⁷⁷ En el trabajo de Agras y Chapman (1999) no se ofrece el dato del PC estimado.

⁷⁸ Según Bimonte (2002, p. 148), una posible explicación para esa curva en forma de U sería que, con niveles de desarrollo más bajos, la presión de la demanda de servicios ambientales sería baja pero las autoridades podrían adoptar medidas de protección medioambiental por precaución o por el interés turístico dado que el terreno es abundante y no compite con otros usos alternativos asociados al proceso de crecimiento económico. A medida que el proceso de crecimiento continúa, esa competencia se incrementa y las autoridades reducen su gasto en protección medioambiental para dirigirlo a infraestructuras. En fases de desarrollo más avanzadas, las preferencias sociales cambian desde los bienes privados a los bienes públicos, lo que induciría a las autoridades a gastar más recursos en la protección medioambiental.

⁷⁹ Cit. en Rothman (1998, p. 190).

Los indicadores de deforestación parecen ajustarse a la hipótesis CKA excepto en el trabajo de Shafik (1994), en el cual no resultan significativas las variables renta en ninguna de las especificaciones, y en el de Cropper y Griffiths (1994), en el que no resultan significativas para el caso de Asia.

Una de las conclusiones más aceptadas en la literatura es que las CKA significativas sólo existen para los contaminantes con efectos locales o directos mientras que los contaminantes con un impacto medioambiental más global o indirecto o aumentan monótonamente con la renta o presentan elevados PC con grandes errores estándar (por lo que resultan poco fiables), a no ser que exista una acción política multilateral sobre el contaminante global. La explicación que se ha dado a estos resultados es que los contaminantes con un impacto directo y perceptible son antes objeto de regulaciones medioambientales que aquellos con un impacto más difuso o indirecto.

Esta hipótesis ha sido analizada por Cole *et al* (1997) en un estudio empírico realizado fundamentalmente con datos de países de la OCDE. En dicho estudio, Cole *et al* (1997) concluyen que la hipótesis CKA parece cumplirse para las emisiones per cápita de dióxido de nitrógeno, de dióxido de azufre, materia particulada en suspensión y monóxido de carbono, todos ellos contaminantes que, consideran, tienen un impacto local directo sobre el medio ambiente. La hipótesis no se cumpliría para las emisiones per cápita de dióxido de carbono, el uso total de energía per cápita, los valores per cápita de residuos municipales, el uso de energía para el transporte y el volumen de tráfico, todos ellos considerados indicadores sin un impacto local directo sobre el medio ambiente. Para estos indicadores, el PC estimado quedaría fuera del rango de renta de la muestra. El caso de los CFCs y los halones ilustraría cómo la iniciativa política multilateral (Protocolo de Montreal) puede conducir a que un contaminante con impacto global se adapte a la hipótesis CKA.

Cole *et al* (1997) obtienen también como conclusión de su estudio que las emisiones per cápita de los contaminantes atmosféricos locales generados por el transporte alcanzan el PC a niveles de renta per cápita mayores que las emisiones per cápita totales de los mismos contaminantes. Esto mostraría, según estos autores, que la contaminación provocada por el sector transporte es más difícil de controlar que en otros sectores, posiblemente por el crecimiento continuado de los volúmenes de tráfico.

También se acepta generalmente en la literatura que los contaminantes en los que mejor se ajusta la hipótesis CKA son el SO_2 y, aunque en menor medida, las materias en suspensión, incluido el *smoke* (*dark matter*).

Si tenemos en cuenta los resultados expuestos en el Cuadro 2.1, las conclusiones que hemos señalado como más aceptadas en la literatura sólo se sostienen si se obvia el hecho de que muchas de las curvas estimadas tienen forma de N y no de U invertida. Una curva con forma de N podría estar recogiendo que en tramos de renta más elevados se produciría un segundo PC, en este caso un mínimo, a partir del cual el deterioro medioambiental volvería a crecer con la renta.

En cuanto a las curvas con forma de N, en muchos estudios se comentan los resultados como si se tratase de una U invertida, cuando la curva estimada presenta forma de N, sin ofrecer ningún tipo de explicación, por lo que implícitamente se está considerando irrelevante el último tramo creciente. Algunos autores sí explican las razones por las cuales no atribuyen mucha fiabilidad al resultado de que la curva vuelva a ser creciente para elevados niveles de renta. Es el caso de Grossman y Krueger (1991, 1994) y Panayotou (1997) en sus análisis de las concentraciones de SO_2 . El argumento de Grossman y Krueger (1991, p. 15) es el siguiente: “Hay sólo dos países en nuestra muestra (Estados Unidos y Canadá) con una renta per cápita superior a 16000\$. Así, el hecho de que las curvas estimadas giren hacia arriba en ese rango probablemente no debería considerarse una fuerte evidencia de una nueva relación positiva entre el producto nacional y la contaminación de SO_2 a elevados niveles de renta”. Este argumento lo extienden Grossman y Krueger (1994) a otros contaminantes para los que obtienen una curva en forma de N⁸⁰. De forma similar, Panayotou (1997, p. 478) afirma que no debería tomarse seriamente el hecho de que la curva vuelva a subir, dado que esa subida se produce fuera del rango de los datos o en el extremo final donde hay muy pocas observaciones. Tanto Grossman y Krueger como Panayotou toman la variable dependiente en niveles y no en logaritmos, por lo que Stern (1998, p. 183) considera que el término cúbico podría estar modelizando una

⁸⁰ Excepto para los coliformes totales, ya que en este caso el segundo punto crítico, el mínimo, se alcanza con una renta per cápita de 10000\$ (1985US\$), por lo que afirman que: “No tenemos explicación para estos resultados. Quizá reflejan una relación espuria en la medida en que la presencia de algunos tipos de coliformes no necesariamente indican contaminación fecal, y estas bacterias tienen muchas fuentes no antropogénicas” (Grossman and Krueger, 1994, p. 16).

caída suave en la contaminación y una CKA asimétrica, lo que podría recogerse mejor si se utilizase una variable dependiente en logaritmos. Otros autores como Cole *et al* (1997, p. 405) no estiman la función cúbica porque cualquier relación cúbica se extiende necesariamente a más o menos infinito, lo que consideran poco realista.

Moomaw y Unruh (1997) explican las razones por las cuales obtienen una curva en forma de N en su trabajo sobre las emisiones de CO₂. Como expondremos más adelante, estos autores detectan en los países desarrollados una transición estructural hacia menores emisiones de CO₂, que se habría producido a raíz de la crisis de 1973. Debido a razones históricas, tres países (Luxemburgo, Estados Unidos y Canadá) habrían llegado a la fecha de transición con mayores niveles que el resto de los países tanto de PIB como de emisiones de CO₂. “Después de la transición de 1973, la relación empieza a fluctuar a lo largo de una tendencia inelástica o declinante siguiendo los países *outliers* en mayores niveles que Japón y los países europeos. Se genera, por lo tanto, el término cúbico ya que esos países arrastran la curva hacia arriba al final en los niveles de renta más elevados” (p. 459). Por lo tanto, la curva en forma de N sería, para estos autores, más el resultado del ajuste de la curva polinómica que el reflejo de una relación estructural subyacente.

Frente a las argumentaciones basadas en problemas de ajuste del modelo a los datos, Torras y Boyce (1998) ofrecen una explicación diferente. Según Torras y Boyce (1998, p. 157), Grossman y Krueger (1995) no explican esos subsecuentes giros hacia arriba de la curva que aparecen en ocho de las doce variables de contaminación para los que encontraron una relación CKA. Torras y Boyce consideran que ese movimiento hacia arriba de la curva no es irrelevante ya que se produce en niveles de renta no excesivamente elevados y que, además, ya han sido superados por muchos países industrializados. Las razones que proponen estos autores para explicar el aumento de nuevo de las concentraciones a partir de un nivel de renta elevado son:

- Una posibilidad es que el efecto escala eclipse los efectos composición y tecnológico, bien porque el margen para sucesivas mejoras en la distribución de poder se agota o bien porque estas generan rendimientos decrecientes en términos de cambio tecnológico reductor de la contaminación.

- Otra posibilidad es que el aumento del ingreso per cápita en los países de renta elevada haya estado asociado con una creciente desigualdad en el poder⁸¹.

En el trabajo de Torras y Boyce se analizan cinco contaminantes y se detecta una curva en forma de N para dos de ellos, el SO₂ y el *smoke*.

Otra explicación, apuntada también por Torras y Boyce (1998), es la expuesta por Opschoor (1990)⁸² al plantear la posibilidad de que una vez que las mejoras en la eficiencia tecnológica en el uso de recursos o las posibilidades de reducción se hayan agotado o se hayan convertido en demasiado caras, mayores crecimientos en la renta tendrán como resultado una degradación medioambiental neta.

Ante todos estos argumentos sólo nos queda decir que, para poder determinar si la relación existente entre el indicador de deterioro medioambiental y la renta per cápita tiene o no forma de N y cuáles son las razones que explicarían esa relación, es necesario que los trabajos empíricos presten mayor atención a la cuestión. Como ya hemos indicado, es habitual que no se contraste la especificación cúbica o que se obvie la nueva senda creciente que se iniciaría a partir del segundo PC sin ofrecer argumentos sobre esa decisión. Hemos expuesto las explicaciones ofrecidas para algunos casos concretos –concentraciones de SO₂ y de *smoke* y emisiones de CO₂– que apuntan hacia problemas de ajuste de la curva a los datos de la muestra, pero esas explicaciones no tienen por que ser extrapolables a otros estudios o a otros indicadores.

2.3.1.2. Principales conclusiones sobre los PC estimados

En líneas generales, los PC estimados obtenidos son muy dispares, lo que se observa no sólo si se compara entre los PC estimados para diferentes indicadores medioambientales, sino incluso entre los estimados para un mismo indicador.

⁸¹ Como se verá más adelante, estos autores trabajan sobre la hipótesis de que una distribución más equitativa del poder tiende, *ceteris paribus*, a reflejarse en una mejor calidad medioambiental. Los resultados de su regresión parecen consistentes con esa hipótesis.

⁸² Cit. en de Bruyn *et al* (1998, p. 163).

Para poder comprobar esta afirmación, incluimos tres cuadros resumen: en los dos primeros (Cuadros 2.2 y 2.3) se recogen los PC estimados en estudios CKA realizados para el azufre, distinguiendo entre los trabajos que utilizan como variable dependiente las concentraciones urbanas del contaminante y los que toman las emisiones per cápita; en el tercero (Cuadro 2.4) se incluyen los PC estimados de estudios que utilizan como variable dependiente las emisiones de CO₂. Aunque en la mayoría de los casos recogidos en esos cuadros resumen se estima la hipótesis CKA básica tal y como se consideró en el epígrafe anterior, hemos decidido incorporar también en ellos, a efectos de comparación, los resultados de otras estimaciones que incluyen variables explicativas que van más allá de la tendencia temporal o la densidad de población.

Si observamos, en primer lugar, los resultados recogidos en los Cuadros 2.2 y 2.3, puede comprobarse que, en general, los PC estimados (cuando las curvas tienen forma de U invertida o de N) en los estudios que toman como variable dependiente las emisiones de azufre son superiores a los estimados cuando se opta por las concentraciones urbanas de ese contaminante.

Ekins (1997, pp. 809-810) señala varias razones que pueden explicar esta diferencia:

- Las rentas urbanas pueden ser más elevadas que la media nacional. Los estudios que utilizan como indicador ambiental las concentraciones urbanas pero como indicador de renta la media nacional pueden estar subestimando el PC.
- Las concentraciones urbanas pueden ser objeto de mayor atención política que las emisiones agregadas debido a que la contaminación urbana afecta a grandes poblaciones y los residentes urbanos suelen tener ingresos por encima de la media, lo que puede traducirse en un poder político por encima de la media.
- Puede ser más barato reducir las concentraciones urbanas –por ejemplo, construyendo altas chimeneas o cambiando la ubicación de las empresas contaminantes– que reducir las emisiones.

Si, en segundo lugar, comparamos los PC estimados en los estudios sobre emisiones de azufre (Cuadro 2.3) con los de emisiones de CO₂ (Cuadro 2.4), se observa que, excepto los obtenidos en el trabajo de Stern y Common (2001), los PC estimados que se corresponden con el máximo de la curva para las emisiones de CO₂ son muy superiores, en general, a los de las emisiones de SO₂. Esto sería compatible con la hipótesis expuesta en el apartado anterior sobre la diferente naturaleza de estos contaminantes. Sin embargo, Stern y Common (2001) ponen en tela de juicio dicha hipótesis.

Estos autores, tras la revisión de los resultados de otros trabajos, sugieren que las diferencias existentes entre los PC estimados de los estudios sobre la CKA pueden ser debidos, al menos en parte, a las diferentes muestras utilizadas y que el PC estimado puede aumentar cuando se introducen en la muestra más países de renta baja (p. 163).

Para contrastar estas hipótesis, utilizan datos de emisiones de azufre en 73 países de los cuales aproximadamente dos tercios son países de renta media o baja. Estiman el modelo CKA básico en su especificación cuadrática en logaritmos para la muestra que incluye a los 73 países y después separadamente para los de la OCDE y los que no pertenecen a la OCDE.

Aunque la estimación se hace tanto con efectos fijos como con efectos aleatorios para todas las muestras, si se atiende a los resultados del contraste de Hausman, el estimador de efectos aleatorios sólo es consistente en el caso de los 23 países de la OCDE y, aún en ese caso, la no significatividad del estadístico de Hausman parece ser muy sensible a la muestra.

Los resultados de estas estimaciones pueden observarse en el Cuadro 2.3. Si atendemos a los resultados de la estimación con efectos fijos, para la muestra conjunta ("Mundo"), la CKA tiene forma de U invertida pero el PC estimado queda fuera del rango de la muestra de renta per cápita y, además, es muy elevado, muy superior al obtenido en otros estudios de emisiones de azufre e incluso por encima del obtenido en los estudios del dióxido de carbono. Por tanto, en el rango de renta considerado, la curva sería monótona creciente para las emisiones de azufre, resultado que no es

habitual ya que han sido precisamente las emisiones de azufre las que mejor se han ajustado a la hipótesis CKA en los trabajos empíricos. Lo mismo sucede en la muestra de países no OCDE, en la que el PC estimado es aún más elevado y claramente fuera del rango de renta de la muestra. Por el contrario, para los países OCDE, el PC estimado está claramente dentro de la muestra, por lo que estos autores confirman su hipótesis inicial.

Los resultados obtenidos, con PC muy elevados cuando se toman muestras amplias de países (que producen, de hecho, CKAs monótonas crecientes en el rango de renta de la muestra), lleva a estos autores a poner en duda la idea generalmente aceptada de que las CKAs para las emisiones de CO₂ presentan elevados PC y además muy superiores a los PC estimados para las emisiones de azufre, idea esta que se justificaba por el carácter directo y local de las externalidades provocadas por las emisiones de azufre frente a la naturaleza global e indirecta de los efectos de las emisiones de CO₂. Como ellos señalan, tanto los PC estimados para el azufre como los estimados para el carbono van a depender de si la muestra es globalmente representativa o no (p. 175). Podría así no ser adecuado estimar relaciones CKA con datos en los que predominan los países OCDE para predecir futuras emisiones globales (pp. 175-176). En el apartado 4.3 de nuestro trabajo estudiaremos esta hipótesis utilizando tanto datos de azufre como de carbono para el mismo grupo de países.

Como posible causa de la sensibilidad de los resultados de la estimación a la muestra utilizada, estos autores apuntan a la existencia de variables omitidas integradas en el modelo CKA básico, por lo que estiman el modelo en primeras diferencias para cada una de las submuestras. En todos los casos, la CKA estimada es monótona creciente en la muestra de renta considerada. Además, observan que los modelos en primeras diferencias presentan mejores propiedades estadísticas pero, a pesar de ello, no resuelven el problema principal de los modelos CKA que, según Stern y Common (2001) es simplemente que dichos modelos están mal especificados. Sobre el problema de la especificación y de las variables omitidas volveremos al referirnos a las críticas econométricas a la CKA.

Cuadro 2.2.- Estudios CKA azufre. Concentraciones de SO₂^a

VARIABLE DEPENDIENTE: CONCENTRACIONES DE SO ₂								
Estudios	Función estimada	Técnica estimac.	F.C.	PC estimado 1990US\$	Variables adicionales	Fuente datos	Periodo	Países/ /Ciudades
GK (1991)	Cúb.-niveles	EA	N	(1) 4.900 (2) 16.705	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal	GEMS	1977-88	Ciudades en 42 países
	Cúb.-niveles	EA	N	(1) 6.294 (2) N.d.	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; intensidad de comercio	GEMS	1977-88	Ciudades en 42 países
S (1994)	Cuadr.-logs	EF	○	4.379	Efectos fijos específicos de emplazamiento; tendencia temporal	GEMS	1972-88	47 ciudades en 31 países
GK (1994)	Cúb.-niveles	EA	N	(1) 4.833 (2) 16.705	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	GEMS	1977-88	Hasta 52 ciudades en 42 países
P (1997)	Cub.-niveles	EF/MCG	N	(1) 5.965 (2) 23.864	Densidad población; tasa de crecimiento económico; variables de política	GEMS	1982-94	30 países, desarrollados y en desarrollo
TB (1998)	Cúb.-niveles	MCO	N	(1) 4.641 (2) 18.405	Variables de localización; densidad población; tendencia temporal	GEMS	1977-91	52 ciudades en 42 países
	Cúb.-niveles	MCO	N	(1) 4.009 (2) 16.745	Variables de localización; densidad población; tendencia temporal; variables de desigualdad en la distribución del poder	GEMS	1977-91	52 ciudades en 42 países
KDGP (1998) ^b	Cuadr.-niveles	EF	U	14.915 (es un mínimo)	Exportaciones de hierro y acero/PIB nominal; PIB/área; (PIB/área) ² ; tendencia temporal	UN	1974-89	23 países (7 en desarrollo, 13 desarrollados, y 3 de planificación central)
KDGP (1998) ^b	Cuadr.-niveles	EF	U	14.915 (es un mínimo)	Exportaciones de hierro y acero/PIB nominal; PIB/área; (PIB/área) ² ; tendencia temporal	UN	1974-89	23 países (7 en desarrollo, 13 desarrollados, y 3 de planificación central)
HLyW (2002) ^c	Cúb.-niveles	EA	N	(1) 4.773 (2) 16.149	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	GEMS ^d (mediana SO ₂)	1977-88 ^d	52 ciudades en 42 países ^d
	Cúb.-niveles	EA	N	(1) 4.436 (2) 17.620	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	GEMS ^e (media SO ₂)	1977-88 ^e	52 ciudades en 42 países ^e
	Cúb.-niveles	EA	inN	(1) 16.395 (2) 8.525	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	AIRS	1977-88 ^f	52 ciudades en 42 países ^f

Cuadro 2.2 (cont.).- Estudios CKA azufre. Concentraciones de SO₂^a

VARIABLE DEPENDIENTE: CONCENTRACIONES DE SO ₂								
Estudios	Función estimada	Técnica estimac.	F.C.	PC estimado 1990US\$	Variables adicionales	Fuente datos	Periodo	Países/ /Ciudades
HLYW (2002) ^c	Cúb.-niveles	EA	inN	(1) 23.960 (2) 10.908	Ficticias de localización; densidad población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	AIRS	1971-92	77 ciudades en 45 países
	Cúb.-niveles	EF	U	11.681	Efectos fijos para estaciones de medición; densidad de población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años)	AIRS	1971-92	77 ciudades en 45 países
	Cúb.-niveles	EF	U	13.006	Efectos fijos para estaciones de medición; densidad de población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años); intensidad de comercio (import+ export/PIB); índice de democracia	AIRS	1971-92	77 ciudades en 45 países
	Cúb.-niveles (variable dependiente en logs)	EF	N	(1) 3.723 (2) 15.273	Efectos fijos para estaciones de medición; densidad de población; tendencia temporal; forma cúbica del PIB retardado (media tres años); intensidad de comercio; índice de democracia	AIRS	1971-92	77 ciudades en 45 países
ABREVIATURAS								
F.C., forma de la curva; PC, punto crítico; Cúb., cúbica; Cuadr., cuadrática; N.d., no disponible; F, PC fuera del rango de renta.								
TÉCNICAS DE ESTIMACIÓN								
EA, efectos aleatorios; EF, efectos fijos; MCG, mínimos cuadrados generalizados; MCO, mínimos cuadrados ordinarios.								
FORMAS DE LA CURVA								
/, curva con pendiente positiva no necesariamente lineal; \, curva con pendiente negativa no necesariamente lineal; U, curva en forma de U no necesariamente simétrica; ∩, curva en forma de U invertida no necesariamente simétrica; N, curva en forma de N; inN, curva en forma de N invertida.								
FUENTES DE DATOS								
GEMS, Global Environment Monitoring System; AIRS, Aerometric Information Retrieval System.								
AUTORES								
GK, Grossman y Krueger; S, Shafik; P, Panayotou; TB, Torras y Boyce; KDGP, Kaufmann, Davidsdottir, Garnham y Pauly; HLYW, Harbaugh, Levinson y Wilson.								
^a No se incluyeron en el Cuadro las estimaciones o los estudios en los que no se ofrece el dato del PC estimado.								
^b Estiman el modelo con efectos fijos y con efectos aleatorios, obteniendo resultados similares aunque los efectos aleatorios no son consistentes. Estos autores utilizan dos variables <i>proxy</i> para medir la intensidad espacial de la actividad económica (PIB/área): la media nacional de la intensidad espacial de la actividad económica y estimaciones específicas por ciudad de esa intensidad espacial. Estiman el modelo con cada una de ellas y los resultados en ambos casos son muy similares, tanto para la forma de la curva como para el PC estimado. Incluimos en este Cuadro sólo el resultado del modelo en el que se incluye la media nacional de la intensidad económica. Probaron también la forma cúbica pero el término cúbico no resultó estadísticamente significativo.								
^c Realizan la estimación con efectos fijos y con efectos aleatorios, aunque los resultados del contraste de Hausman sugieren que los efectos fijos son más apropiados. Realizan múltiples estimaciones de las que recogemos una selección.								
^d Reproducen la estimación de GK(1995) que es la publicación del documento de trabajo GK(1994).								
^e Reproducen la estimación de GK(1995) pero utilizando la media de las concentraciones de SO ₂ .								
^f Reproducen la estimación utilizando la misma muestra que GK(1995) pero con los datos de AIRS.								

Cuadro 2.3.- Estudios CKA azufre. Emisiones^a

VARIABLE DEPENDIENTE: EMISIONES DE AZUFRE (SO ₂ o SO _x)								
Estudios	Función estimada	Técnica estimación	F.C.	PC estimado 1990US\$	Variables adicionales	Fuente datos	Periodo	Países/Ciudades
P (1993)	Cuadr.-logs	MCO	∩	3.137		Estim. propia	1987-88 (S.C.)	55 países, desarrollados y en desarrollo
SS (1994)	Cuadr.-niveles	EF	∩	10.391	Densidad población Efectos país y tiempo	WRI (de OCDE)	1979-84	22 países OCDE y 8 en desarrollo
CRB (1997)	Cuadr.-niveles	EF/MCG	∩	6.801	Efectos país	OCDE	1970-92	11 países OCDE
	Cuadr.-logs	EF/MCG	∩	8.232	Efectos país	OCDE	1970-92	11 países OCDE
SyC (2001) ^b	Cuadr.-logs	EF	∩ F	101.166	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	73 países (23 OCDE y 50 no OCDE)
	Cuadr.-logs	EF	∩	9.239	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs	EA	∩	54.199		ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs	EF	∩ F	908.178	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	50 países no-OCDE
	Cuadr.-logs (P.D.)	MCO	∩ F	53.590		ASL	1960-90	73 países (23 OCDE y 50 no OCDE)
P (1993)	Cuadr.-logs	MCO	∩	3.137		Estim. propia	1987-88 (S.C.)	55 países, desarrollados y en desarrollo
SS (1994)	Cuadr.-niveles	EF	∩	10.391	Densidad población. Efectos país y tiempo	WRI (de OCDE)	1979-84	22 países OCDE y 8 en desarrollo
CRB (1997)	Cuadr.-niveles	EF/MCG	∩	6.801	Efectos país	OCDE	1970-92	11 países OCDE
	Cuadr.-logs	EF/MCG	∩	8.232	Efectos país	OCDE	1970-92	11 países OCDE
SyC (2001) ^b	Cuadr.-logs	EF	∩ F	101.166	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	73 países (23 OCDE y 50 no OCDE)
	Cuadr.-logs	EF	∩	9.239	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs	EA	∩	54.199		ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs	EF	∩ F	908.178	Efectos país y tiempo	ASL	1960-90	50 países no OCDE
	Cuadr.-logs (P.D.)	MCO	∩ F	53.590		ASL	1960-90	73 países (23 OCDE y 50 no OCDE)
	Cuadr.-logs (P.D.)	MCO	∩ F	586.965		ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs (P.D.)	MCO	∩ F	21.545		ASL	1960-90	50 países no OCDE
	Cuadr.-logs (P.D.)	EF	∩ F	33.290	Efectos tiempo	ASL	1960-90	73 países (23 OCDE y 50 no OCDE)
	Cuadr.-logs (P.D.)	EF	∩ F	55.481	Efectos tiempo	ASL	1960-90	23 países OCDE
	Cuadr.-logs (P.D.)	EF	∩ F	18.039	Efectos tiempo	ASL	1960-90	50 países no OCDE
HM (2002) ^c	Cúb.-logs	MCG	∩	13.722	Ficticias año y ficticias grupos países (agrupados por renta)	UNEP	1975, 1980, 1985 y 1990	156 países

Cuadro 2.3 (cont.).- Estudios CKA azufre. Emisiones^a

ABREVIATURAS
F.C., forma de la curva; PC, punto crítico; Cúb., cúbica; Cuadr., cuadrática; N.d., no disponible; S.C., datos de sección cruzada; F, PC fuera del rango de renta; P.D., modelo CKA en primeras diferencias.
TECNICAS DE ESTIMACIÓN
EA, efectos aleatorios; EF, efectos fijos; MCG, mínimos cuadrados generalizados; MCO, mínimos cuadrados ordinarios.
FORMAS DE LA CURVA
/, curva con pendiente positiva no necesariamente lineal; \, curva con pendiente negativa no necesariamente lineal; U, curva en forma de U no necesariamente simétrica; ∩, curva en forma de U invertida no necesariamente simétrica; N, curva en forma de N; inN, curva en forma de N invertida.
FUENTES DE DATOS
WRI, World Resources Institute; ASL, ASL & Associates; UNEP, United Nations Environment Program.
AUTORES
P, Panayotou; SS, Selden y Song; CRB, Cole, Rayner y Bates; SyC, Stern y Common; HM, Hill y Magnani.
NOTAS
^a No se incluyeron en el Cuadro las estimaciones o estudios en los que no se ofrece el dato del PC estimado.
^b Aunque realizan las estimaciones con efectos fijos y efectos aleatorios para todas las muestras, el estimador de efectos aleatorios sólo resulta consistente en el caso de la muestra de los 23 países de la OCDE, por ello no incluimos el resto de los resultados con efectos aleatorios.
^c Estos autores realizan también estimaciones con datos de sección cruzada y por grupos de países. Hemos recogido el PC del modelo más global.
La información sobre P(1993) se ha tomado de Stern (1998) y la de SS(1994) de Stern y Common (2001).

Cuadro 2.4.- Estudios CO₂^a

VARIABLE DEPENDIENTE: EMISIONES DE CO ₂								
Estudios	Función estimada	Técnica estimación	F.C.	PC estimado 1990US\$	Variables adicionales	Fuente datos	Periodo	Países/ /Ciudades
HES (1992) ^b	Cuadr.-niveles	EF/MCG	∩F	~42.272	Efectos país y tiempo	ORNL (1992)	1951-86	130 países
	Cuadr.-logs ^c	EF/MCG	∩F	+ 8 mill \$	Efectos país y tiempo	ORNL (1992)	1951-86	130 países
S (1994)	Lineal-logs ^d	MCO	/		Tendencia temporal (n.s.)	ORNL (1989)	1960-89	Hasta 153 países
CRB (1997)	Cuadr.-niveles	EF/MCG	∩F	29.949	Efectos país	ORNL (1994)	1960-91	7 regiones
	Cuadr.-logs	EF/MCG	∩F	74.813	Efectos país	ORNL (1994)	1960-91	7 regiones
MU (1997)	Cúb-niveles	EF	N	(1) 15.288 (2) 21.875		ORNL (1995)	1950-92	Todos para los que se disponía de datos desde 1950 hasta 1992 (incluye todo tipo de países)
AC (1999) ^e	Cuadr.-logs	EF	∩	16.263	Efectos país; los ratios de las importaciones y de las exportaciones de bienes manufacturados con respecto a la producción interior de bienes manufacturados; precio de la gasolina; variable dependiente retardada	ORNL (1992)		34 países (desarrollados y en desarrollo)

Cuadro 2.4 (cont.).- Estudios CO₂^a

VARIABLE DEPENDIENTE: EMISIONES DE CO ₂								
Estudios	Función estimada	Técnica estimación	F.C.	PC estimado 1990US\$	Variables adicionales	Fuente datos	Periodo	Países/ /Ciudades
GL (1999)	Cuadr.-niveles	EF	∩	10.800	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	108 países
	Cuadr.-niveles	EF	∩	17.250	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	28 países OCDE
	Cuadr.-niveles	EF	∩	10.556	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	80 países no OCDE
	Cúb.-niveles	EF	∩	12.386	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	108 países
	Cúb.-niveles	EF	N	N. d. ^f	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	28 países OCDE
	Cúb.-niveles	EF	∩	12.951	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	80 países no OCDE
	Cuadr.-logs	EF	∩	17.084	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	108 países
	Cuadr.-logs	EF	∩	18.891	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	28 países OCDE
	Cuadr.-logs	EF	∩	25.000	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	80 países no OCDE
	Cúb.-logs	EF	∩	17.116	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	108 países
	Cúb.-logs	EF	∩	17.873	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	28 países OCDE
	Cúb.-logs	EF	∩	16.086	Efectos país y tiempo	IEA(1997)	1971-95	80 países no OCDE
HM (2002) ^g	Cúb.-logs	MCG	∩	15.511 ^h	Ficticias año y ficticias grupos países (agrupados por renta)	UNEP	1970, 1980, y 1990	156 países
ABREVIATURAS								
F.C., forma de la curva; PC, punto crítico; Cúb., cúbica; Cuadr., cuadrática; N.d., no disponible; F, PC fuera del rango de renta.								
TÉCNICAS DE ESTIMACIÓN								
EA, efectos aleatorios; EF, efectos fijos; MCG, mínimos cuadrados generalizados; MCO, mínimos cuadrados ordinarios.								
FORMAS DE LA CURVA								
/, curva con pendiente positiva no necesariamente lineal; \, curva con pendiente negativa no necesariamente lineal; U, curva en forma de U no necesariamente simétrica; ∩, curva en forma de U invertida no necesariamente simétrica; N, curva en forma de N ; inN, curva en forma de N invertida.								
FUENTES DE DATOS								
ORNL, Oak Ridge National Laboratory; IEA, International Energy Agency; UNEP, United Nations Environment Program.								
AUTORES								
HES, Holtz-Eakin y Selden; S, Shafik; CRB, Cole, Rayner y Bates; MU, Moomaw y Unruh; AC, Agras y Chapman; GL, Galeotti y Lanza; HM, Hill y Magnani.								
NOTAS								
^a No se han incluido en este Cuadro las estimaciones o los estudios en los que no se ofrece el dato del PC estimado.								
^b Posteriormente publicado en HES(1995).								
^c En este caso el término cuadrático no es estadísticamente significativo.								
^d Esta es la especificación que mejor se ajusta. También prueban la especificación cuadrática y el PC estimado queda fuera del rango de renta.								
^e Aunque estiman varios modelos sólo ofrecen el PC estimado de éste, que denominan “modelo dinámico de precios preferido”.								
^f Aunque en este caso no se ofrecen los resultados del PC estimado lo hemos incluido para comparar la forma de la curva estimada para países OCDE con no-OCDE.								
^g Estos autores realizan también estimaciones con datos de sección cruzada y por grupos de países. Hemos recogido el PC del modelo más global.								
^h El PC estimado está próximo los datos máximos de renta de la muestra (p. 251).								

2.3.1.3. Conclusiones sobre la robustez de la relación estimada en los estudios CKA

En realidad, como sostenía ya Ekins (1997, p. 813), la disparidad de resultados incluso para un mismo contaminante no afecta sólo a los PC estimados sino a la propia relación renta-medio ambiente estimada que parece estar muy influida por la elección de la muestra, la forma funcional o las técnicas de estimación, lo que puede arrojar dudas sobre la robustez de la relación CKA. En esta línea apuntaban también las conclusiones del trabajo ya comentado de Stern y Common (2001). Otros dos artículos más recientes señalan en la misma dirección: Harbaugh *et al* (2002) y Hill y Magnani (2002).

Harbaugh *et al* (2002) tratan de demostrar que la evidencia de una relación entre la contaminación y la renta en forma de U invertida es menos robusta de lo que aparenta y se centran, para ello, en el estudio de las concentraciones ambientales de tres contaminantes para los que se dispone de los datos más completos que son: el SO₂, el *smoke* y el total de partículas en suspensión. Los principales resultados sobre las concentraciones del SO₂ del estudio de Harbaugh *et al* (2002) aparecen recogidos en el Cuadro 2.2.

Comienzan estos autores reproduciendo la estimación con efectos aleatorios hecha por Grossman y Krueger (1995) –utilizando los mismos datos y la misma muestra– y obtienen, al igual que ellos, una curva con forma de N. En un segundo paso, estiman el mismo modelo, de nuevo con efectos aleatorios, con la misma muestra de países y años de Grossman y Krueger (1995) pero con los datos revisados ofrecidos por AIRS y obtienen una curva con forma de N invertida. Cuando repiten la estimación con efectos fijos y ampliando la muestra temporal, la curva resultante tiene forma de U.

A partir de ahí realizan múltiples estimaciones con el fin de probar la sensibilidad de la relación entre la contaminación y la renta a las formas funcionales y especificaciones econométricas utilizadas, a la inclusión de variables explicativas adicionales a la renta y a la muestra seleccionada de ciudades, países y años. La conclusión a la que llegan es que “la evidencia de una U invertida es mucho menos robusta de lo que se pensaba. Encontramos que la localización de los puntos críticos, así como su existencia, son sensibles tanto a ligeras variaciones en los datos y a cambios razonables en la

especificación econométrica. Simplemente depurar los datos, o incluir nuevas observaciones disponibles, hace que la forma de U invertida desaparezca. Además, especificaciones econométricas que extienden la estructura de retardos del PIB per cápita como variable dependiente, que incluyen variables adicionales específicas del país o que incluyen efectos fijos para los países, generan predicciones sobre la relación contaminación-renta con formas muy diferentes” (p. 541).

Además, evidencian su sorpresa ante el hecho de que, especialmente en la estimación con efectos fijos en el caso de las concentraciones de SO_2 , muchos de los resultados apuntan hacia una curva en forma de U y no de U invertida. La relación entre el contaminante y la renta no puede presentar una forma de U ya que cuando el PIB es cero, la contaminación debería también ser cero.

En resumen, la variedad de resultados obtenidos tanto para la forma de la curva como para los PC estimados, unido a que en muchos casos se obtienen curvas con forma de U, indican que poco puede decirse sobre la relación subyacente entre la renta y las concentraciones de SO_2 . Esta conclusión se mantiene para los otros dos contaminantes analizados.

Consecuentemente, los autores indagan en las razones que pueden explicar esa frágil relación entre contaminantes y renta. En primer lugar, plantean la posibilidad de que sea un efecto de los *outliers*. Para comprobarlo, eliminan de la muestra el 5% de las observaciones que constituyen los mayores *outliers*. Sin embargo, los resultados obtenidos no muestran diferencias significativas con respecto a los estimados con el conjunto completo de datos.

En segundo lugar, buscan una posible explicación en la existencia de multicolinealidad, dado que el modelo estimado por estos autores incluye no sólo la forma polinómica cúbica del PIB per cápita sino también la forma cúbica del PIB per cápita retardado. Al utilizar polinomios cúbicos, incluso pequeñas diferencias en los coeficientes pueden conducir a grandes diferencias en la forma de las funciones estimadas y, por tanto, la presencia de multicolinealidad puede resultar problemática. Para contrastar su influencia, ajustan funciones *spline* y comparan los resultados con los obtenidos en la estimación de la función cúbica. La conclusión a la que llegan es que los resultados obtenidos en ambos casos no son muy diferentes en el tramo de renta comprendido entre 5.000\$ y 15.000\$ (1985 US\$), que es precisamente al que pertenecen

la mayor parte de los datos. Sólo fuera de ese rango los resultados son sustancialmente diferentes.

También comprueban si la fragilidad es la consecuencia de que se le esté dando más peso a los países con mayor número de estaciones de monitorización (como Estados Unidos) y, con tal fin, introducen ponderaciones en la estimación sin obtener con ello resultados muy diferentes. Lo mismo sucede cuando se contrasta otra posible fuente de fragilidad como lo son las diferencias entre los países desarrollados y en desarrollo.

Todos estos resultados sugieren que las diferencias en las formas de la curva estimadas en el tramo intermedio de renta per cápita no son exclusivamente resultado de la multicolinealidad, ni de la forma funcional cúbica ni de la agrupación de los datos. Sin embargo, los diferentes resultados fuera de este rango podrían explicarse por la forma funcional cúbica y la obtención de coeficientes estimados imprecisos debido a la presencia de multicolinealidad. Aún así, y en conjunto, ni los *outliers* ni la multicolinealidad *per se* explicarían los diferentes resultados obtenidos en todas las estimaciones realizadas por estos autores, por lo que estos apuntan al efecto de las revisiones y actualizaciones de los datos como causa (p. 549).

También Hill y Magnani (2002) comprueban la elevada sensibilidad de la relación CKA estimada a la elección del contaminante, de la muestra de países y del periodo muestral. Realizan para ello diversas estimaciones de la relación CKA: con datos de sección cruzada para diferentes años para observar el impacto del tiempo; estimando la CKA de forma separada para los países agrupados por renta (baja, media y alta), con el fin de estudiar el impacto de la renta; combinando el impacto de la renta y el tiempo estimando, para ello, la CKA utilizando ficticias para cada sección cruzada y para cada grupo de países. La principal conclusión obtenida de todas estas estimaciones es que la relación entre las emisiones y la renta no es estable entre países, años y contaminantes, lo que sugiere la presencia de un problema de variables omitidas. Realizan el contraste Reset de Ramsey y sus resultados proporcionan una clara evidencia de variables omitidas ya que la hipótesis nula de no variables omitidas se rechaza para los tres contaminantes con un nivel de confianza del 95%. Teniendo esto en cuenta, prueban introduciendo como variables explicativas en la relación CKA tres

posibles variables omitidas: educación, apertura comercial al exterior y desigualdad. La variable educación recoge el número de años medios de escolarización en la población de 25 años; los datos de desigualdad son los coeficientes de Gini; y el índice de apertura al exterior es el cociente entre la suma de exportaciones e importaciones de un país y su PIB. La incorporación de estas variables reduce el valor del estadístico del contraste Reset de Ramsey en los tres contaminantes pero la hipótesis nula de no variables omitidas sigue rechazándose para el dióxido de carbono y los óxidos de nitrógeno. Los coeficientes de educación y desigualdad son significativamente diferentes de cero para los tres contaminantes analizados y el de la apertura comercial sólo es significativo en el caso del dióxido de carbono. Sin embargo, llaman la atención sobre el hecho de que el coeficiente de educación sea positivo, lo que implica que mayores niveles de educación incrementan la contaminación, *ceteris paribus*. Lo mismo sucede con el coeficiente de desigualdad, que es negativo, de forma que aumentos en la desigualdad reducen las emisiones. La razón que dan estos autores para estos resultados es que en los países de renta baja, las mejoras en la educación suponen que las clases más desfavorecidas tengan acceso a tecnologías contaminantes (por ejemplo, coches), del mismo modo que una reducción en la desigualdad de la renta en países pobres incrementaría el número de automóviles (pp. 249-250).

También observan estos autores la sensibilidad de la relación CKA a la definición de renta/bienestar al sustituir el PIB en la relación CKA por el Índice de Desarrollo Humano del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

En resumen, los resultados de los trabajos comentados confirman la fuerte sensibilidad de la relación CKA estimada a la elección de la muestra de países, del periodo muestral y del contaminante, y relacionan la fragilidad de esa relación con la presencia de un problema de variables omitidas, cuestión sobre la que volveremos en el epígrafe referido a las críticas econométricas a la CKA.

El trabajo empírico sobre la CKA básica se ha visto acompañado por otros estudios cuyo objetivo es la contrastación de hipótesis subsidiarias para lo que se incluyen en el modelo CKA básico variables explicativas adicionales. A este tipo de trabajos nos referiremos a continuación aunque, como veremos en el epígrafe dedicado a

las críticas econométricas a la CKA, adolecen, en general, de las mismas debilidades que los estudios que utilizan el modelo CKA básico.

2.3.2. ESTUDIOS CKA QUE INTRODUCEN HIPÓTESIS SUBSIDIARIAS

El modelo CKA, como ya hemos señalado, está en forma reducida y, en muchos casos, excluye variables explicativas diferentes al PIB per cápita. Para Holtz-Eakin y Selden (1992), es importante distinguir entre las variables omitidas que son consecuencias endógenas del proceso de crecimiento económico y las que representan diferencias exógenas. Entre las primeras incluyen como ejemplos las siguientes: la composición del *output* y del consumo; las regulaciones e impuestos; y los procesos de urbanización y sub-urbanización. Según estos autores, la exclusión de las variables que se consideran endógenas al proceso de crecimiento económico permite que el modelo CKA capte tanto las consecuencias directas como las indirectas del crecimiento sobre el indicador medioambiental.

De este modo, como recogen Suri y Chapman (1998, p. 199), la variable PIB representaría la escala de la actividad económica de forma que, *ceteris paribus*, un aumento en la escala aumenta la generación de contaminación. El término del PIB al cuadrado recogería todos aquellos aspectos de la economía que no permanecen iguales a medida que el PIB crece, como la transformación estructural en la composición del PIB, el aumento de la conciencia medioambiental y de las regulaciones.

Sin embargo, algunos autores han optado por incluir este tipo de variables explícitamente en los modelos CKA para tratar de contrastar la influencia de cada uno de esos factores sobre el indicador medioambiental ya que el modelo CKA básico no permite explicar las causas por las que se produce la relación entre renta e indicador medioambiental.

Recogemos a continuación las principales conclusiones de estudios que, tomando como base el modelo CKA, incluyen variables explicativas adicionales con el fin de contrastar hipótesis complementarias. Entre las hipótesis subsidiarias que se han tratado de contrastar destacamos las siguientes.

2.3.2.1. La influencia de las instituciones

Hipótesis: La calidad de las políticas e instituciones puede afectar a la relación renta-indicador medioambiental. Mejores políticas como derechos de propiedad bien definidos, mejor cumplimiento de los contratos así como regulaciones medioambientales efectivas pueden aplanar la CKA y reducir el precio medioambiental del crecimiento económico (Panayotou, 1997, p. 482).

Panayotou utiliza un modelo CKA en su especificación cúbica en niveles para el SO_2 (variable dependiente) en el que como variable explicativa añade, entre otras (la densidad de población, la tasa de crecimiento anual del PIB per cápita y una tendencia temporal), una variable política que sería una variable *proxy* de la calidad de las instituciones. Para representar la calidad de las instituciones se ha elegido un indicador que recoge el respeto y cumplimiento de los contratos en cada país. La variable política se incorporaba tanto aditivamente como multiplicada por la renta, para detectar si afecta a la ordenada en el origen o a la pendiente de la curva CKA. La variable multiplicativa resultó estadísticamente no significativa pero la aditiva era altamente significativa, lo que le lleva a concluir que mejores políticas reducen de forma importante los niveles de SO_2 en el ambiente. En este trabajo, Panayotou estima un segundo modelo que, por las diversas variables explicativas que incorpora, será incluido en el epígrafe dedicado a los análisis econométricos de descomposición.

2.3.2.2. La influencia de la distribución de la renta

Hipótesis: Una distribución más equitativa del poder da como resultado una mejor calidad medioambiental ya que permite un mayor peso en las decisiones políticas a aquellos que soportan los costes de contaminación en relación con aquellos que se benefician de las actividades que generan contaminación (Torras y Boyce, 1998).

Estos autores buscan la relación causal entre los cambios en la distribución de la renta estudiados por Kuznets y los cambios en los niveles de contaminación, y sugieren que los dos fenómenos estarían conectados por los cambios en la distribución del poder. Teniendo esto en cuenta, plantean como hipótesis que una mayor desigualdad en la distribución del poder estará asociada con mayores niveles de contaminación

dado que los que obtienen un beneficio neto de las actividades que generan contaminación tendrán mayor capacidad para prevalecer sobre los que soportan los costes de dichas actividades. Los beneficiarios netos de las actividades que generan contaminación (en general, los que poseen rentas más elevadas) no estarían interesados en la acción pública para reducir los niveles de contaminación ya que la tensión que se establece entre, por un lado, su demanda de calidad ambiental y, por otro, los beneficios que obtienen de la producción y el consumo de bienes generados por las actividades contaminantes pueden resolverla en el terreno privado, adquiriendo bienes que les permitan evitar los problemas de la contaminación.

Para contrastar su hipótesis, estos autores introducen en el modelo CKA, en su especificación cúbica en niveles, tres variables explicativas adicionales que actuarían como variables *proxy* de la equidad en la distribución del poder: una variable que recoge el coeficiente de Gini de desigualdad en la distribución de la renta; otra variable que recoge el grado de alfabetización; y una variable que recogería los derechos políticos y las libertades civiles. Como resultado obtienen que para cada uno de los siete indicadores de contaminación, una o más de las variables de desigualdad en el poder tienen un efecto estadístico significativo en la dirección esperada y su inclusión en las regresiones reduce la significatividad estadística de la renta per cápita como determinante de la calidad medioambiental. Según Torras y Boyce, estos resultados apoyan su hipótesis de que mayor desigualdad en la distribución del poder conduce a mayor contaminación.

Hipótesis: Existe un *tradeoff* entre la reducción de las emisiones de carbono y la disminución de la desigualdad social, y también entre la reducción de las emisiones de carbono y el crecimiento económico. Sin embargo, el crecimiento económico reduce el *tradeoff* entre la equidad y las emisiones, y menor desigualdad reduce el *tradeoff* entre el crecimiento y las emisiones. Por lo tanto, combinando crecimiento y equidad se consigue mejorar la trayectoria de las emisiones de carbono desde una perspectiva medioambiental (Ravallion *et al*, 2000).

Respecto a la relación entre el crecimiento económico y la reducción de las emisiones de dióxido de carbono, se considera, en general, que existe un *tradeoff* entre ambos (esto es, al aumentar el crecimiento económico aumentarían las emisiones),

aunque hay evidencias de que el impacto marginal del crecimiento económico se reduce a medida que aumenta la renta. En cuanto al vínculo existente entre una mayor equidad y la reducción de las emisiones de carbono, según Ravallion *et al* (2000), también se produciría un *tradeoff* entre ambas ya que, si la relación entre las emisiones y el promedio de renta es cóncava, cuando se reduce la desigualdad entre países se redistribuye la renta desde países con una propensión marginal a emitir carbono baja a países con propensión alta, lo que aumentaría las emisiones para cualquier nivel dado de la renta mundial media. Además, consideran que este *tradeoff* que se observa entre emisiones de CO₂ y equidad entre países también existiría dentro de los países, pues se supone que la demanda de combustibles fósiles (directa y a través del consumo de bienes) varía con el nivel de renta también dentro del país. Para estos autores, la desigualdad en la distribución de la renta dentro de los países debería siempre incluirse como regresor en los modelos econométricos de la CKA. También tienen en cuenta que la desigualdad podría reducir las posibilidades de que la sociedad adoptase soluciones cooperativas para resolver los problemas medioambientales, en la línea de lo expuesto por Torras y Boyce (1998), y que ya hemos comentado en el punto anterior.

En cuanto a la interacción entre crecimiento económico y redistribución, suponen que el *tradeoff* entre equidad y emisiones puede mejorar con el crecimiento y que la redistribución puede también mejorar el *tradeoff* entre crecimiento y emisiones. Esta hipótesis se basa en el supuesto de que, aunque una menor desigualdad genere inicialmente mayores emisiones (porque los pobres tienen una mayor propensión marginal a emitir), el crecimiento económico proporcionará mayores ganancias absolutas a los pobres, de forma que disminuirá su propensión marginal a emitir.

El modelo que estiman estos autores es el siguiente:

$$\ln E_{ij} = \beta_{1j} \ln \bar{Y}_{jt} + \beta_{2j} (\ln \bar{Y}_{jt})^2 + \beta_{3j} \ln N_{jt} + \beta_{4j} t + \eta_j + \varepsilon_{jt}, \quad (2.8)$$

donde E es la tasa de emisiones de CO₂ per cápita; \bar{Y} es el PIB per cápita; N es el tamaño de la población; t es una tendencia temporal; j es el subíndice de país y t el del tiempo.

En la ecuación (2.8) se asume que los parámetros β son funciones lineales de la medida de la desigualdad en distribución de la renta,

$$\beta_{kj} = \beta_{k0} + \beta_{k1} I_j \quad (k = 1, \dots, 4) \quad (2.9)$$

También se asume en la ecuación (2.8) que los efectos fijos (país) son una función lineal de la desigualdad

$$\eta_j = \eta_0 + \eta_1 I_j + v_j, \quad (2.10)$$

donde, v es el efecto fijo no observado del país.

Los resultados de la estimación del modelo confirman las hipótesis de estos autores, esto es, que “los *tradeoffs* estáticos con el calentamiento global tienden a mejorar a lo largo del tiempo cuando se combinan el crecimiento económico y la equidad, pero se hacen más agudos cuando el proceso de crecimiento no es equitativo” (Ravallion *et al* 2000, p. 667). Teniendo esto en cuenta, concluyen que un crecimiento económico lo suficientemente elevado y/o una baja desigualdad conducen con el tiempo a que las tasas de emisiones empiecen a declinar.

También Heerink *et al* (2001) insisten en la hipótesis de que, cuando la relación entre el daño medioambiental y el ingreso de las economías domésticas es cóncava, la desigualdad en la renta está negativamente relacionada con el daño medioambiental total, hipótesis que se ve confirmada por los resultados teóricos y empíricos de su trabajo. Consideran que la agregación de economías domésticas con diferentes rentas sujetas a esa relación no lineal puede producir estimaciones sesgadas en la relación CKA agregada si no se incluye una medida de la dispersión en la renta (p. 360).

2.3.2.3. La influencia del comercio internacional

Hipótesis: Las exportaciones de bienes manufacturados por países de reciente industrialización han sido un importante factor en la generación de la parte con pen-

diente positiva de la CKA y las importaciones de los países industrializados han contribuido a la pendiente negativa (Suri y Chapman, EE, 1998).

Previamente a Suri y Chapman, algunos autores como Grossman y Krueger (1991) y Shafik y Bandyopadhyay (1992) ya habían contrastado la influencia de la apertura al exterior de las economías sobre los indicadores medioambientales introduciendo en el modelo CKA una variable de intensidad del comercio definida como el cociente entre la suma de las importaciones y de las exportaciones y el PIB. Grossman y Krueger (1991) trataban de contrastar el supuesto de que una mayor apertura comercial al exterior disminuiría los estándares medioambientales para poder mantener la competitividad exterior pero los resultados de su estimación apuntaban en la dirección contraria. Shafik and Bandyopadhyay (1992), por el contrario, defendían que la apertura al exterior supondría la introducción de nuevas tecnologías más eficientes y de procesos de producción más limpios. Sin embargo, como señalan Suri y Chapman (1998), sólo encuentran una evidencia muy débil de que las economías más abiertas contaminen menos.

Suri y Chapman (1998) pretenden ir más allá de la observación del efecto global de la apertura exterior y se centran en el impacto del comercio a través del flujo real de bienes entre países. Para ello, introducen como variables explicativas en el modelo CKA (en su especificación cuadrática) el porcentaje de la manufactura sobre el PIB y dos variables de comercio exterior que son: el cociente entre importaciones de bienes manufacturados y la producción interior de bienes manufacturados (M-MFG) y el cociente entre las exportaciones de bienes manufacturados y la producción interior de bienes manufacturados (X-MFG). La variable dependiente es el consumo de energía comercial primaria per cápita.

Según estos autores, un incremento en el cociente M-MFG podría tener efectos contrapuestos sobre los requerimientos energéticos. Por un lado, la importación de bienes manufacturados sustituye a la producción interna, lo que reduciría los requerimientos energéticos. Por otro lado, la importación de ciertos tipos de maquinarias puede exigir un mayor consumo energético. Posiblemente, el grado de desarrollo de un país influya en que predomine uno de los dos efectos. Los países industrializados serían los que más habrían aumentado ese cociente entre 1971 y 1990.

El incremento en el cociente X-MFG recogería el impacto de la participación del país en el comercio internacional sobre los requerimientos energéticos. La energía utilizada en la producción de esos bienes será “consumida” en otro país. Aunque este cociente habría aumentado en todos los países, lo habría hecho de forma más significativa en aquellos en proceso de industrialización.

Suri y Chapman estiman diversos modelos con estas variables y llegan a la conclusión de que, aparte del cambio estructural, las importaciones de bienes manufacturados de los países industrializados han influido en que la fase decreciente de la curva CKA.

2.3.2.4. La influencia de los precios de la energía

Hipótesis: Los precios de la energía afectan a la demanda de energía y, por lo tanto, a las emisiones de CO₂ (Agras y Chapman, 1999).

Agras y Chapman (1999) critican el hecho de que la mayor parte de los estudios empíricos no han considerado como variables explicativas importantes ni el comercio exterior ni los precios de la energía. Para contrastar la importancia de dichas variables reformulan el modelo tradicional de CKA en una relación CKA dinámica y utilizan para ello una formulación autorregresiva con retardos distribuidos⁸³ (AD(1,1)). El modelo tomaría la siguiente forma general:

$$\begin{aligned} \ln(ED_{it}) = & \alpha_i + \gamma_t + \beta_1 \ln(ED_{it-1}) + \beta_2 \ln(Y_t) + \beta_3 \ln(Y_{it-1}) + \beta_4 \{\ln(Y_{it})\}^2 \\ & + \beta_5 \{\ln(Y_{it-1})\}^2 + \beta_6 \ln\left(\frac{M}{PIB}\right)_{it} + \beta_7 \ln\left(\frac{M}{PIB}\right)_{it-1} + \beta_8 \ln\left(\frac{X}{PIB}\right)_{it} \\ & + \beta_9 \ln\left(\frac{X}{PIB}\right)_{it-1} + \varepsilon_{it}, \end{aligned} \quad (2.11)$$

⁸³ AD(p,q) se refiere a una formulación autorregresiva con retardos distribuidos, con la variable dependiente retardada p veces y las variables independientes retardadas q veces.

donde, ED es el indicador medioambiental; α_i son efectos fijos-país; γ_t son efectos fijos de tiempo; Y es la renta per cápita; M/PIB es el cociente entre las importaciones de bienes manufacturados y la producción interior de manufacturas y X/PIB es el cociente entre las exportaciones de bienes manufacturados y la producción interior de manufacturas.

Como indicadores medioambientales utilizan el consumo de energía per cápita y las emisiones de CO_2 per cápita.

Estos autores observan que el modelo que mejor se ajusta a los datos es el modelo de ajuste parcial, $AD(1,0)$, en el que sustituyen los efectos tiempo por los precios de la gasolina. En presencia de la variable precios, las variables de comercio fueron no significativas tanto en el caso del consumo de energía per cápita como en el de las emisiones de CO_2 .

Concluyen que los precios de la energía son un indicador importante de la demanda de energía y, por lo tanto, de las emisiones de CO_2 , y además afirman que: “No hemos encontrado evidencia significativa de la existencia de una CKA para la energía, dentro del rango actual de ingresos, en presencia de variables de precios y de comercio” (Agras y Chapman, p. 276). Sin embargo, el PC estimado para las emisiones de CO_2 les resulta sorprendentemente bajo (13.630 1985US\$) comparado con el obtenido para la energía (62.000 1985US\$), lo que podría explicarse por un cambio en la mezcla de combustibles que estos autores asocian a la mayor demanda de energías limpias cuando aumenta la renta.

Por el contrario, de Bruyn *et al* (1998) incorporan los precios de la energía en un modelo dinámico que trataba de explicar la influencia del crecimiento económico (no de los niveles de renta) sobre las emisiones para países individuales (modelo que detallamos en el epígrafe dedicado a los trabajos de descomposición). Además de constatar la existencia de un efecto crecimiento positivo sobre las emisiones también observaron que: “Los precios de la energía, finalmente, resultaron ser no significativos en la mayoría de los casos, con la excepción de las emisiones de SO_2 en el Reino Unido y las emisiones de CO_2 en EEUU. Los coeficientes para el efecto del precio de la energía son bastante bajos en estos dos casos...” (de Bruyn *et al*, p. 171).

2.4. CRÍTICAS A LA CKA

Al igual que Stagl (1999), clasificaremos las principales críticas a la CKA en tres grupos: críticas econométricas, críticas conceptuales y críticas fundamentales.

2.4.1. CRÍTICAS ECONOMETRICAS

Debemos, en primer lugar, destacar las deficiencias en calidad y cobertura de los datos medioambientales. Este problema era resaltado ya por Stern *et al* (1996, p. 1156) y por Ekins (1997, p. 813). Según este último, los problemas de la calidad de los datos exigirían una mayor cautela a la hora de depositar nuestra confianza en los resultados cuantitativos de la estimación, como es el caso de los PC estimados.

Ciertamente, los datos medioambientales han ido mejorando tanto en calidad como en cobertura en los últimos años, aunque también es cierto que los datos que más lo han hecho han sido precisamente los de aquellos contaminantes para los que se han establecido objetivos explícitos de reducción, lo que podría sesgar los resultados hacia la hipótesis CKA en la medida en que sean precisamente esos indicadores medioambientales los más utilizados en los estudios.

Al margen de los problemas relacionados con la calidad de los datos, Stern (2003b), en una revisión reciente de la literatura, clasifica las críticas econométricas a la CKA en cuatro categorías: i) heterocedasticidad, ii) sesgo por variables omitidas, iii) problemas de cointegración y iv) simultaneidad.

Al problema de la simultaneidad haremos referencia en el epígrafe dedicado a las críticas conceptuales. Tomando como base a Stern (2003b), trataremos a continuación el resto de los problemas señalados. Presentamos también alguna crítica a los modelos que incluyen hipótesis subsidiarias y señalaremos algunas especificaciones alternativas para la CKA que se han propuesto en la literatura.

♦ *Heterocedasticidad*. Muchos de los estudios sobre la CKA estiman el modelo por MCO y no ofrecen resultados de los contrastes de heterocedasticidad de forma que, si esta existe, los resultados de la estimación por MCO son ineficientes, aunque

insesgados. Stern *et al* (1996) alertaban sobre los posibles problemas de heterocedasticidad que podían producirse en los estudios sobre la CKA debido a que muchos de los datos utilizados eran agregaciones de cantidades variables de subunidades. Para corroborar esta hipótesis, Stern (2003b) recuerda que Schmalensee *et al* (1995) encontraron que los residuos de la regresión por MCO eran heterocedásticos estando los residuos menores asociados a los países con mayor PIB total y población.

♦ *Sesgo por variables omitidas.* Una de las principales críticas a los modelos CKA es la de que se puede tratar de un modelo mal especificado y, en concreto, como ya se ha comentado en epígrafes anteriores, algunos autores apuntan a la existencia de un sesgo por variables omitidas.

En este sentido, Stern y Common (2001, p. 162) plantean que, al centrar la atención en una variable específica para explicar la evolución de un indicador de deterioro medioambiental, existe el riesgo potencial del sesgo por variables omitidas. Como estos autores señalan, aunque en los últimos estudios sobre la CKA han aumentado considerablemente los contrastes estadísticos utilizados, lo cierto es que los resultados de los contrastes se han empleado para seleccionar estimadores y no para abordar la cuestión de si el modelo básico CKA está correctamente especificado. Como recuerda Stern (2003b), Stern y Common (2001) prestan atención a tres cuestiones que podrían estar evidenciando la existencia del problema citado, que son: a) las diferencias entre los coeficientes estimados en las diferentes sub-muestras; b) las diferencias entre los parámetros de los modelos con efectos fijos y los modelos con efectos aleatorios; y c) los resultados de los contrastes de correlación serial.

La sensibilidad de la estimación CKA a la muestra de países utilizada ya se ha comentado extensamente en apartados anteriores. Por ello, nos detendremos ahora en las dos últimas cuestiones.

En relación con las diferencias entre los parámetros de los modelos con efectos fijos y con efectos aleatorios, ya hemos señalado que en la mayoría de los estudios CKA se obtienen resultados significativos para el contraste de Hausman, de forma que el estimador de efectos aleatorios no es consistente. El hecho de que el citado contraste sea significativo muestra una diferencia significativa entre los parámetros

estimados en el modelo de efectos fijos y en el de efectos aleatorios, e indica que los regresores están correlacionados con los efectos tiempo y los efectos país. Según Stern (2003b, p. 19): “Ya que estos efectos modelizan los efectos medios de variables omitidas que varían entre países y a lo largo del tiempo, esto indica que los regresores están probablemente correlacionados con variables omitidas y los coeficientes de la regresión son sesgados”.

La inconsistencia del estimador de efectos aleatorios lleva a realizar la estimación con efectos fijos. Ahora bien, la principal consecuencia de utilizar el modelo de efectos fijos es que, como expone Green (1999, p. 540): “este modelo podría interpretarse como exclusivamente aplicable a las unidades de sección cruzada del estudio, aunque no a unidades adicionales fuera de la muestra”. Por tanto, los resultados en el modelo de efectos fijos están condicionados por los efectos presentes en la muestra considerada. Esta condicionalidad podría explicar, al menos en parte, las divergencias entre los PC estimados al variar las muestras de países utilizadas (Stern y Common, 2001, p. 163).

Por otra parte, la elevada autocorrelación detectada por Stern y Common (2001) a pesar de haber eliminado los efectos tiempo comunes, también sugeriría, según estos autores, que: “hay variables con una elevada correlación serial que difieren entre países que están omitidas del modelo CKA básico” (p. 172).

♦ *Problemas de cointegración.* En cuanto a la cointegración, si las regresiones sobre la CKA contienen variables no cointegradas, las estimaciones obtenidas pueden ser espurias. Stern (2003b, p. 9) recuerda que muy pocos estudios sobre la CKA han incluido análisis estadísticos sobre el orden de integración de las variables y considera, por tanto, que no queda muy claro qué se podría inferir de la mayoría de los trabajos sobre la CKA. Como este mismo autor señala, Perman y Stern (2003b) encuentran que tanto las emisiones de azufre como el PIB per cápita pueden ser variables integradas y Coondoo y Dinda (2002) obtienen resultados similares para las emisiones de dióxido de carbono.

Stern y Common (2001, p. 169) recuerdan que las transformaciones de los efectos fijos y aleatorios eliminan las tendencias estocásticas de los datos que son variables específicas pero comunes a todos los países pero no pueden eliminar tendencias esto-

cásticas específicas de los países. En presencia de estas últimas, no serán consistentes ni los estimadores de efectos aleatorios ni los de efectos fijos.

♦ Hipótesis subsidiarias

En cuanto a los trabajos centrados en contrastar la influencia de variables explicativas adicionales en la hipótesis CKA —esto es, los estudios que tratan de contrastar hipótesis subsidiarias—, adolecen también, en general, de muchos de las debilidades econométricas señaladas. Pero además, como indica Stern (1998, p. 185), no tratan de explicar de forma sistemática los determinantes que subyacen a la relación CKA sino que intentan estudiar separadamente la influencia de determinadas variables sobre la relación CKA. Según Stern, esto puede servir como una exploración inicial pero existe el riesgo del sesgo por variables omitidas.

♦ Especificaciones alternativas

Precisamente por todos los problemas de especificación que plantea el que hemos denominado modelo CKA básico, algunos autores han tratado de estimar algunas especificaciones alternativas.

Galeotti y Lanza (1999) tras realizar diferentes contrastes de especificación y selección de modelos con los resultados de los modelos CKA convencionales en niveles y en logaritmos, consideran conveniente proponer formas funcionales alternativas más deseables y eligen las formas funcionales no-lineales conocidas como funciones tripamétricas (*three-parameter*) Gamma y Weibull.

Bradford *et al* (2000) llegan a una forma funcional alternativa, a la que denominan forma BSS, bajo el supuesto de que la CKA, si existe, puede estar más relacionado con las tendencias de crecimiento a largo plazo en los países que con las variaciones anuales en la renta. El modelo del que parten es:

$$\frac{dP}{dt} = \alpha(y - y^*)g, \quad (2.12)$$

donde, P es el nivel de contaminación; y y g son el nivel y la tasa de crecimiento, respectivamente, de la renta en el país en cuestión durante el periodo de referencia; t es el tiempo medido en años durante el periodo de referencia; α e y^* son constantes específicas del contaminante, que deben ser estimadas en la aplicación empírica.

Al integrar la ecuación (2.12), obtienen:

$$P = \alpha(y - y^*)gt + \beta, \quad (2.13)$$

donde β es la constante de integración.

Stern y Common (2001), ante la posible existencia de variables omitidas integradas en el modelo básico CKA, proponen estimarlo en primeras diferencias ya que, si hay variables con tales características, el estimador en primeras diferencias sería consistente. Aún así, la conclusión a la que llegan estos autores es que: “Nuestros resultados muestran que, para el caso del azufre, un único modelo global está mal especificado.(...) La estimación del modelo en primeras diferencias da como resultado estimaciones más fiables, pero es un modelo incompleto del cambio en las emisiones y nuestra estimación de efectos fijos muestra que, de nuevo, un modelo global único es una mala especificación” (p. 175).

La estimación de un único modelo global en forma reducida que trata de imponer curvas CKA isomorfas para todos los países es, en realidad, una de las principales deficiencias de los estudios CKA, y no sólo para el caso de las emisiones de azufre. Aunque se varíe la especificación, si se continúa aplicando un modelo único global y se sigue tratando de estimar un PC común para todos los países, la especificación del modelo seguirá siendo deficiente.

2.4.2. CRÍTICAS CONCEPTUALES

Además de las críticas econométricas se han presentado en la literatura múltiples críticas a los supuestos implícitos que se incorporan en los estudios empíricos. Entre ellas podemos destacar:

- i) Críticas al supuesto de causalidad unidireccional.
- ii) Críticas relacionadas con la generalización de resultados particulares.
- iii) Críticas a un enfoque basado en la producción y no en el consumo.
- iv) Críticas a la derivación de recomendaciones para la acción política.

♦ *Críticas al supuesto de causalidad unidireccional.* Los estudios econométricos sobre la CKA suponen una relación causal unidireccional desde el crecimiento económico a la calidad medioambiental y no tienen en cuenta la posibilidad de que el deterioro medioambiental afecte a las capacidades de producción. Si la economía y el medio ambiente se determinan conjuntamente, no es adecuado estimar un modelo uniecuacional que supone una causalidad unidireccional desde la economía hacia el medio ambiente. “Estimar relaciones uniecuacionales por MCO cuando existe simultaneidad produce estimadores sesgados e inconsistentes” (Stern *et al*, 1996, p. 1155).

Stern (1998) señala que Cole *et al* (1997) y Holtz-Eakin y Selden (1995) utilizaron el contraste de Hausman para la exogeneidad de los regresores y no encontraron evidencia de simultaneidad. Aún así, Stern recuerda que el problema de la simultaneidad puede ser especialmente relevante cuando se incluyen en la muestra países muy pobres en los que la degradación del suelo puede tener un gran impacto sobre el PIB o cuando se utilizan indicadores de deterioro medioambiental amplios, como, por ejemplo, el consumo energético, que pueden tener importantes efectos sobre el crecimiento económico.

♦ *Críticas relacionadas con la generalización de resultados particulares.* La hipótesis de la CKA hace referencia a la relación entre renta y calidad medioambiental. Sin embargo, los estudios econométricos sobre la CKA se hacen sobre determinados contaminantes o recursos tomados de forma aislada. Ello lleva a introducir las siguientes consideraciones:

- El hecho de que la hipótesis se cumpla para algunos contaminantes no implica que se cumpla para todos, máxime cuando los contaminantes seleccionados suelen ser precisamente aquellos para los que se han establecido objetivos políticos explíci-

tos, pues es de los que se suele disponer de más y mejores datos. Además, en general, los estudios realizados tienden a centrarse más en las emisiones y muy poco en el agotamiento de los recursos.

- El hecho de que la hipótesis se cumpla para algunos contaminantes concretos no implica que se cumpla para el conjunto del medio ambiente. Por un lado, los estudios sobre contaminantes aislados no tienen en cuenta las posibilidades de sustitución de materiales y de emisiones, esto es, si el indicador ambiental no permite recoger una situación global de medio ambiente pueden pasar desapercibidas situaciones en las que la reducción de un contaminante se traduce en el aumento de otro. Por otro lado, las estimaciones sobre CKA tampoco están teniendo en cuenta la diferencia espacial y temporal que existe entre la actividad económica y el impacto medioambiental.

De hecho, como señala Ekins (1997), si la CKA fuese una relación generalmente válida entre renta y calidad ambiental, los países más desarrollados, que han superado ya los puntos de inflexión, deberían estar experimentando amplias mejoras en su calidad ambiental en los últimos años. Sin embargo, los datos y conclusiones de los informes sobre el estado del medio ambiente realizados por la OCDE o por la Comisión Europea sólo muestran una mejoría en determinados contaminantes a la vez que se señala la aparición de nuevos riesgos para el medio ambiente derivados de nuevas actividades económicas⁸⁴. “Parte de la inconsistencia entre estas revisiones sobre el es-

⁸⁴ Podemos citar como ejemplo reciente lo que se indica en el resumen del informe *El medio ambiente en Europa: tercera evaluación* publicado en 2003 por la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA): “En la segunda evaluación se llegó a la conclusión de que las medidas políticas que se habían emprendido hasta mediados de la década de los noventa no habían producido, por el momento, una mejora sustancial del estado general del medio ambiente. Era evidente que se había progresado en algunos ámbitos, especialmente en la reducción de las emisiones a la atmósfera y en la mejora de la calidad del aire, así como en la reducción de los vertidos puntuales a las aguas. Sin embargo, la situación medioambiental era especialmente mala en ámbitos como la gestión de residuos, la pesca y la degradación del suelo. Se consideraba que el proceso de integración de los problemas ambientales en las políticas de los sectores del transporte y la agricultura estaba en una fase de desarrollo muy temprana. Se advertía también de que es inadecuado concentrarse en medidas correctoras al final de los procesos, que no son adecuadas para solucionar las repercusiones ambientales del desarrollo de infraestructuras y de los rápidos cambios e incrementos registrados en las pautas de producción y consumo.

Los avances realizados desde mediados de los noventa han confirmado las conclusiones de la segunda evaluación y muestran que el panorama general del medio ambiente en Europa sigue siendo complejo” (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2003, pp. 4-5).

tado del medio ambiente y las conclusiones de los estudios de CKA se explican por el hecho de que la más convincente evidencia de la existencia de una CKA tiende a proceder de los pocos indicadores que han mejorado” (Ekins, 1997, p. 815).

♦ *Críticas a un enfoque basado en la producción y no en el consumo.* La mayor parte de los estudios empíricos sobre la CKA analizan una relación estática entre producción y deterioro medioambiental. En esa relación estática no se está teniendo en cuenta la posible especialización productiva de los países derivada de la dinámica del comercio internacional. Si tenemos en cuenta el papel del comercio internacional, puede suceder que los países que se encuentran en el tramo decreciente de la CKA lo consigan como consecuencia de lo que se ha denominado un “efecto desplazamiento”, esto es, del desplazamiento de actividades contaminantes a otros países (los que están en el tramo creciente) sin que, por ello, se modifiquen las pautas de consumo de los primeros. De esta forma, los países que habrían alcanzado el tramo decreciente de la curva lo habrían logrado a costa de importar calidad ambiental.

Según Stern *et al* (1996, p. 1156), ese desplazamiento podría producirse, bajo el supuesto de libre comercio internacional, como consecuencia de la especialización de los países en la producción de aquellos bienes que son más intensivos en los factores de los que disponen con una abundancia relativa, como sugeriría la teoría estándar del comercio internacional. Así, los países en desarrollo se especializarían en productos intensivos en trabajo y recursos naturales⁸⁵, y los países desarrollados lo harían en productos intensivos en capital humano y capital manufacturado. Por tanto, estos últimos se especializarían en actividades con menor intensidad en energía y recursos naturales. Otra de las razones que podría añadirse para explicar el efecto desplazamiento, según estos autores, sería la regulación medioambiental en los países desarrollados que estimularía el movimiento de las actividades contaminantes hacia los países en desarrollo con regulaciones medioambientales más laxas.

⁸⁵ Dasgupta *et al* (2002, p153), citando a Lee y Roland-Holst (1997), señalan como áreas de ventajas comparativas (para los países en desarrollo) de importante impacto medioambiental la agricultura a gran escala y la producción que explota los recursos naturales locales como productos forestales, metales básicos y productos químicos. Estas industrias son, a menudo, muy contaminantes porque producen grandes cantidades de residuos y utilizan con frecuencia productos químicos tóxicos. Aún así no todas las industrias intensivas en trabajo o que no requieren mano de obra muy cualificada son muy contaminantes. Dasgupta *et al* citan como ejemplos las actividades de montaje (excepto el ensamblaje electrónico y la producción de tejidos) o las relacionadas con los servicios de información.

En el caso de que sea el efecto desplazamiento un factor importante para explicar la evolución CKA en los países desarrollados, no todos los países podrían alcanzar el tramo decreciente de la CKA si no varían las pautas de consumo ya que las actividades contaminantes no pueden desplazarse indefinidamente. Es, por tanto, necesario plantearse si los cambios en los patrones de producción han sido acompañados por cambios en las pautas de consumo (Ekins, 1997) y, como propone Rothman (1998), adoptar un enfoque basado en el consumo.

En cuanto a la posibilidad, ya señalada, de un efecto desplazamiento producido por la regulación medioambiental más exigente de los países desarrollados, Dasgupta *et al* (2002, p. 159) afirman que, en comparación con otros factores como la proximidad al mercado y la calidad y coste de las infraestructuras, los costes de control de la contaminación no son los principales determinantes en la localización de las empresas⁸⁶. Además, el control de la contaminación no supondría un elevado coste para las empresas ni en los países de renta elevada ni en los de renta baja. A esto habría que añadir que, según Dowell, Hart y Yeung (2000), la mayor parte de las multinacionales con base en la OCDE mantienen estándares medioambientales uniformes en sus plantas nacionales e internacionales⁸⁷.

Las consideraciones anteriores suponen una crítica al escenario denominado “carrera hacia el fondo” (*race to the bottom*) según el cual (Dasgupta *et al*, 2002, p. 159) la CKA, si existe, puede ser una relación que se haya dado en el pasado por la imposición de elevados estándares medioambientales en los países desarrollados, pero es improbable que exista en el futuro ya que, en un contexto cada vez más globalizado y competitivo, los países más desarrollados tenderán a relajar sus estándares medioambientales para evitar la huida de empresas hacia los países medioambientalmente menos exigentes. Consecuentemente, a medida que ese proceso se acelera, la CKA se aplana y sube hasta el nivel de contaminación más elevado existente.

⁸⁶ Entre los numerosos estudios que llegan a esa conclusión citan los siguientes: Eskeland y Harrison (1997); Albrecht (1998); Levinson (1997); Van Beers y van den Bergh (1997); Tobey (1990); Janicke, Binder y Monch (1997).

⁸⁷ Las razones para ello serían: economizar en estándares de ingeniería para el diseño, adquisición de equipo y mantenimiento; reducir la responsabilidad potencial de la acción reguladora; y evitar el daño en la reputación en los mercados internacionales y locales (en Dowell, Hart y Yeung, 2000, *cit.* en Dasgupta *et al*, 2002, p. 160).

Como ya se ha señalado, al escenario descrito se enfrentan las consideraciones previamente expuestas ya que, si los costes de control de la contaminación no parecen resultar excesivamente elevados ni determinantes para la localización de las empresas, no se producirían ni el escenario “carrera hacia el fondo” ni el efecto desplazamiento derivado de las diferencias en los estándares medioambientales entre países.

♦ *Críticas a la derivación de recomendaciones para la acción política.* Como ya señalamos al comienzo de este capítulo, los modelos estándar de la CKA son modelos en forma reducida que recogerían la relación tanto directa como indirecta entre el ingreso per cápita y el indicador de deterioro medioambiental. Como señala Ekins (1997, p. 814), no hay razón para que la estimación de un modelo uniecuacional en forma reducida suponga un problema siempre y cuando se tengan en cuenta todas las implicaciones y limitaciones de estimar una forma reducida ya que las estimaciones en forma reducida no son las más adecuadas para obtener indicaciones para la acción política puesto que no permiten discernir entre la correlación y la causalidad.

La explicación de la cadena causal y la extracción de implicaciones políticas exigen la estimación de un modelo estructural (Stern *et al*, 1996, p. 1159).

2.4.3. CRÍTICAS DE CARÁCTER FUNDAMENTAL

Pero además de las críticas a los supuestos implícitos de los estudios empíricos podemos señalar al menos dos críticas que podemos considerar de carácter fundamental que ponen en tela de juicio la validez de la propia hipótesis:

- i) La imposibilidad de una disociación permanente entre crecimiento económico y deterioro medioambiental.
- ii) El problema de la irreversibilidad.

♦ *La imposibilidad de una disociación permanente entre crecimiento económico y deterioro medioambiental.* Stagl (1999) cita, entre las críticas que recoge para la hipótesis CKA, la que denomina “*re-linking hypothesis*”. Esta hipótesis supondría

que la CKA no se podría mantener a largo plazo ya que la disociación entre crecimiento económico y deterioro medioambiental (*de-linking hypothesis*) sería sólo temporal y existiría un determinado punto en el que la renta y el deterioro medioambiental exhibirían de nuevo una relación creciente (curva con forma de N).

Esto nos lleva a plantearnos que si, bajo el supuesto de que no exista un efecto desplazamiento, la relación entre calidad ambiental y renta se recoge por una función cúbica con forma de N, se puede estar constatando la complementariedad básica entre capital natural y capital de fabricación humana, defendida, como señalamos en el Capítulo 1, por Georgescu-Roegen y por Daly. Si el capital natural y el capital construido son fundamentalmente complementarios, las posibilidades de disociación entre el crecimiento económico y el deterioro medioambiental serán muy reducidas. Sería, por lo tanto, posible que la minimización y el reciclaje permitieran una disociación coyuntural entre el crecimiento y el deterioro medioambiental, pero a largo plazo volvería a hacerse patente la complementariedad existente entre ambos.

♦ *El problema de la irreversibilidad.* La CKA no tiene en cuenta los problemas de irreversibilidad que se producen cuando el impacto medioambiental traspasa determinados umbrales. “Claramente, cuando un impacto medioambiental tiene efectos secundarios que son irreversibles, el hecho de que se caracterice por una relación CKA tranquiliza poco, a menos que se sepa que el PC ocurre antes de que se produzcan esos efectos secundarios” (Stern *et al*, 1996, p. 1158).

2.4.4. VALORACIÓN GLOBAL DE LAS CRÍTICAS

En su conjunto, las críticas expuestas advierten de lo inapropiado de extraer conclusiones simples para la toma de decisiones de los estudios empíricos realizados y, más concretamente, tras ellas subyace una recomendación de prudencia dirigida a aquellos que, en defensa del crecimiento económico, pretenden encontrar en la hipótesis CKA la justificación para la inacción política en el terreno medioambiental.

La opción por el crecimiento económico como única solución para los problemas medioambientales no se infiere de los estudios empíricos realizados, incluso aunque

de ellos se desprendiese la existencia de una U invertida para todos los contaminantes (lo que, como ya hemos visto, no sucede). Esto es así por varias razones, ya expuestas, entre las que podemos destacar las siguientes.

Por una parte, los modelos econométricos estimados están en forma reducida y, por tanto, recogen la relación tanto directa como indirecta entre el ingreso per cápita y el indicador medioambiental. Consecuentemente, no se puede deducir de ellos que exista una relación causal directa (sin la intermediación de políticas públicas) entre el incremento de la renta y la mejora de la calidad ambiental. Por el contrario, es probable que la respuesta política de los gobiernos a la demanda de calidad ambiental de los ciudadanos desempeñe un papel importante en la relación entre las dos variables analizadas.

Por otra parte, los modelos predicen que las emisiones mundiales globales seguirán aumentando en el medio plazo incluso aunque se cumpliera la hipótesis CKA. Esto es subrayado por Stern *et al* (1996, p. 1157) cuando advierte que algunos estudios sobre CKA muestran un pico en torno al ingreso per cápita medio mundial en la actualidad, pero “La distribución del ingreso en el mundo, sin embargo, no es normal. Está muy sesgada, con muchas más personas por debajo de la renta per cápita media mundial que por encima. (...) Por lo tanto, tomando tales estimaciones de la CKA como dadas, el impacto sobre el medio ambiente global probablemente continuará aumentando en el medio plazo”.

Por último, pero quizá lo más importante, el problema de la irreversibilidad debería ser suficiente para no adoptar decisiones con excesiva ligereza.

A tenor de lo expuesto, parece importante seguir investigando en las relaciones causales existentes entre la renta y la calidad ambiental con el fin de poder extraer de ellas conclusiones sólidas que orienten la acción política.

En este sentido, procede mencionar la, como ellos mismos denominan, “crítica optimista” de Dasgupta *et al* (2002). Según estos autores, la CKA no recogería necesariamente una relación fija entre ingreso y calidad medioambiental sino que la forma de la curva estaría determinada por la reacción de las partes interesadas (ciudadanos, políticos, empresas, organizaciones no gubernamentales y otros participantes en el

mercado) ante el crecimiento económico y sus efectos adversos, por lo que sería factible que la CKA llegase a ser más baja y más plana que la estimada en los estudios empíricos realizados.

Estos autores revisan la literatura reciente sobre las actuaciones que podrían provocar a la vez un desplazamiento hacia abajo y un aplanamiento de la curva CKA, y centran su atención en la posibilidad de aplicarlas en los países en desarrollo. La conclusión a la que llegan es que “(...) es bastante plausible para las sociedades en desarrollo obtener mejoras en la calidad medioambiental. También parece probable que a causa de la creciente preocupación pública y el conocimiento de la investigación sobre calidad medioambiental y regulación, los países sean capaces de experimentar una Curva de Kuznets Ambiental que sería más baja y plana que la que sugerirían las medidas convencionales. Esto es, ellos pueden ser capaces de desarrollarse desde bajos niveles de ingreso per cápita con poca o ninguna degradación de la calidad medioambiental, y entonces en algún punto experimentar mejoras tanto en el ingreso como en la calidad medioambiental” (p. 152).

Los factores analizados por Dasgupta *et al* que podrían bajar y aplanar la curva serían los siguientes: el papel primordial de la regulación medioambiental, que es considerado un factor básico para explicar la disminución de la contaminación en los países que se sitúan por encima de los niveles de renta medios; los cambios en la estructura productiva provocados por los procesos de liberalización económica (reducción de subsidios estatales, desmantelamiento de los controles de precios, eliminación de barreras al comercio y a la inversión, etc.); la presencia de regulación informal ejercida por organizaciones no gubernamentales o grupos de la comunidad (instituciones religiosas, organizaciones sociales, movimientos ciudadanos y políticos, entre otros), en los casos en los que no existe regulación o esta es ineficaz; la presión de los agentes en el mercado; la mejora en los métodos de regulación medioambiental; y, la mejora de la información sobre los efectos de la contaminación.

Lo que parece desprenderse de la lectura de la lista anterior es que los procesos de crecimiento y liberalización económicos no garantizan por sí mismos la compatibilidad entre el desarrollo económico y la calidad medioambiental sino que es necesario el diseño y aplicación de políticas medioambientales. De hecho, Dasgupta *et al*

(2002, p. 158), en referencia a los países en desarrollo, señalan en otro punto que: “Los países cuyas políticas económicas inducen una rápida expansión de la renta y el empleo pueden experimentar daños medioambientales severos a menos que se promulguen y apliquen las regulaciones medioambientales apropiadas”.

Aunque, como ya hemos expuesto, Dasgupta *et al* mantienen una posición optimista sobre la posibilidad de combinar crecimiento económico y protección medioambiental, su postura, como ellos mismos señalan, es la de optimistas cautos debido a las incertidumbres que acompañan al propio proceso de desarrollo económico como pueden ser el descubrimiento de nuevos riesgos medioambientales o el hecho de que estos sean generados por el uso de nuevos materiales y tecnologías. También justifican su cautela por la posibilidad de que las sociedades en desarrollo no dispongan de las capacidades institucionales y de financiación necesarias para lograr un cumplimiento efectivo de la regulación medioambiental. Para poder paliar estas deficiencias, consideran imprescindible la ayuda internacional.

En resumen, las críticas recogidas muestran algunas de las debilidades tanto de la propia hipótesis CKA como de los estudios empíricos que se han llevado a cabo para contrastarla. De ellas se desprende la importancia de avanzar en la investigación de las relaciones entre la renta y el medio ambiente. Precisamente, por la necesidad de disponer de una información más detallada que la aportada por los estudios globales que estiman la CKA en forma reducida se han abierto dos líneas de trabajo que complementan a la anterior: el estudio de la relación CKA por países y los análisis de descomposición. A ellas dedicaremos los epígrafes 2.5 y 3.4, respectivamente, y, además, serán los caminos que seguiremos en nuestro trabajo de investigación.

2.5. ESTUDIOS CKA POR PAÍSES

Como ya hemos señalado, la literatura sobre la CKA comenzó basándose en estudios econométricos que utilizaban datos de sección cruzada entre países o datos de panel. Las limitaciones ya expuestas de este tipo de análisis para obtener conclusiones generales válidas para explicar la evolución de las emisiones en cualquier país –recordemos las críticas a la dependencia de los resultados de la muestra de países utili-

zada o la posibilidad de que la CKA aparezca precisamente por la omisión de variables relevantes que no serían comunes a todos los países— y la dificultad para obtener indicaciones para la acción política de la estimación de una forma reducida global han conducido a realizar estudios por países en los que, en general, se combinan el uso de técnicas econométricas con el análisis de los acontecimientos históricos en cada país. Ya Stern *et al* (1996, p. 1159) en una revisión crítica de la literatura sobre la CKA sugerían que “un enfoque más fructífero para el análisis de la relación entre crecimiento económico y el impacto medioambiental sería el examen de la experiencia histórica de países individuales, utilizando análisis econométricos y análisis históricos cualitativos”. Este tipo de estudios permiten profundizar más en las causas que explicarían una evolución coherente con la que predice la hipótesis CKA, si es que esta realmente se produce. Expondremos a continuación las principales conclusiones de esos estudios.

Vincent (1997) compara las predicciones realizadas por varios estudios *cross-country* sobre la CKA con la evolución de distintos contaminantes del aire y del agua en Malasia y llega a la conclusión de que esos estudios fallan al predecir la evolución de esos contaminantes en ese país. En concreto, las concentraciones de nitrógeno amoniacal y PST (partículas en suspensión totales) aumentaron cuando se predecía una disminución; la predicción para las concentraciones de DBO era que aumentarían, y el hecho es que disminuyeron; predijeron correctamente los aumentos de las emisiones de tres de los cuatro contaminantes atmosféricos analizados (partículas, NO_x, CO) pero sobreestimaron su magnitud, mientras que fallaron en la predicción de la fuerte caída de las emisiones de SO_x.

En un segundo paso, Vincent estima la relación renta-contaminación específica para Malasia de las concentraciones ambientales de seis contaminantes, uno de contaminación atmosférica (partículas en suspensión totales) y cinco de contaminación del agua: demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal, ph y sólidos en suspensión. Utiliza datos de panel que contienen observaciones de los diferentes estados de Malasia entre finales de los setenta y principios de los noventa. Comprueba que en ningún caso la curva estimada toma la forma de una U invertida. Además, no observó ninguna relación entre la renta y tres de

ellos (DBO, DQO y sólidos en suspensión), y la relación fue positiva con los tres restantes, esto es, al aumentar la renta empeoraba la contaminación.

Como explica el autor, aunque los resultados obtenidos no son coherentes con las predicciones de los estudios *cross-country*, sí tienen sentido en el contexto específico de Malasia y detalla las razones en cada uno de los casos. Cabe señalar como ejemplo el hecho de que los resultados de los estudios *cross-country* predecían un incremento de las emisiones de SO_x en Malasia entre 1987 y 1991 pero la realidad es que disminuyeron bruscamente, siendo además el único contaminante cuyas emisiones se redujeron. La causa de esta caída no fue el resultado de una política medioambiental sino el descubrimiento de importantes reservas de gas natural en los setenta y ochenta, a lo que se unió la decisión de las autoridades, a mediados de los ochenta, de reducir su dependencia de las importaciones de petróleo utilizando el gas natural en sus centrales eléctricas.

La conclusión final de Vincent (1997, p. 430) es que: “La falta de evidencia de CKAs en Malasia no prueba que estas no existan en ningún lugar. Indica, sin embargo, que los políticos en los países en desarrollo no deberían asumir que el crecimiento económico resolverá automáticamente los problemas de contaminación del aire y el agua”.

Moomaw y Unruh (1997, p. 451) resaltan la importancia que tiene la selección de países en los resultados obtenidos por los estudios llevados a cabo sobre la CKA, lo que revelaría la existencia de importantes diferencias en el comportamiento individual de los países. Es por ello que, al analizar la relación CKA entre las emisiones de CO₂ y el PIB, parten de un estudio más detenido de dicho comportamiento.

Comienzan clasificando los países en función de su semejanza en la relación CO₂-PIB, ambos en términos per cápita, utilizando para ello su representación gráfica. Esto les permite seleccionar 16 países (todos ellos de la OCDE) caracterizados por un crecimiento económico sostenido pero niveles de emisiones de CO₂ per cápita estables o decrecientes.

El análisis de los gráficos de estos 16 países les permite identificar dos regímenes distintos en la relación CO₂-PIB, en términos per cápita, que se corresponderían con los periodos 1950-1973 y 1974-1992. La posibilidad de un cambio estructural en el

año 1973 es contrastada estadísticamente para cada uno de los países y para un panel de los 16 países, utilizando para ello un modelo lineal simple que relaciona los niveles de emisiones per cápita de CO₂ con los niveles de PIB per cápita. La conclusión a la que llegan es que la renta no es la variable explicativa clave del cambio estructural, dado que no hay un nivel de renta único que pueda identificarse como punto crítico, sino que dicho cambio se produce como resultado de un acontecimiento histórico exógeno que sucede en torno al año 1973 (evidentemente, la crisis del petróleo). Esta crisis actuaría como detonante del cambio pero sus efectos sobre la relación emisiones-PIB se mantienen en el tiempo aunque los precios dejen posteriormente de ser elevados.

Ahora bien, también reconocen que el grado de desarrollo económico y de riqueza puede haber desempeñado un papel si se tiene en cuenta que los 16 países son de la OCDE y figuran entre los estados más ricos, aunque sería su grado de desarrollo tecnológico la variable clave que podría explicar su capacidad para adaptarse a *shocks* externos.

Precisamente, destacan la habilidad de estas economías para adaptarse rápidamente a esos *shocks*, de forma que, en algunos casos, más que de una U invertida podría hablarse de una V invertida, mostrando gran adaptabilidad a corto plazo y, por tanto, una relación entre emisiones de CO₂ y PIB más débil de lo que habitualmente se supone.

Según estos autores, los estudios habituales de la CKA, al ignorar la posible relevancia de acontecimientos históricos en la evolución de la relación entre emisiones y PIB, pueden llevar a conclusiones erróneas sobre la posibilidad de que el mero incremento de la renta permita que en todos los países pueda reproducirse la transición a una senda de menores emisiones.

Siguiendo esta misma línea de argumentación, Unruh y Moomaw (1998, p. 221) utilizan técnicas de análisis dinámico no lineal que les permiten estudiar la trayectoria temporal de las variables e identificar la presencia de cambios discontinuos en su evolución. Para tratar de captar el comportamiento complejo de un sistema dinámico, utilizan un diagrama que recoge la evolución temporal en el que se comparan las emisiones per cápita de CO₂ en cada año (eje-X) con las del año anterior (eje-Y). Esto permite trazar una trayectoria en la que se puede observar si las emisiones de CO₂ es-

tán cambiando de forma sistemática o de forma irregular, qué tipo de transiciones experimenta o si las emisiones se ven atraídas hacia una región del diagrama (lo que indicaría que las emisiones estarían fluctuando en torno a un valor medio). Además, el diagrama permite estimar cuán persistente es un atractor a lo largo del tiempo. En el caso de que las emisiones simplemente aumenten a una tasa constante, la senda trazada será una línea recta desde la esquina inferior izquierda hacia la superior derecha.

Los autores generaron estos diagramas para la mayoría de los países para los que hay datos de emisiones de CO₂ del *Oak Ridge National Laboratory*, cubriendo el periodo de 1950 a 1992. Su análisis les permitió identificar 16 países que parecen mostrar un comportamiento similar al de la CKA ya que sus emisiones comienzan aumentando pero, posteriormente, o bien se estabilizan en torno a un atractor o bien disminuyen a medida que el ingreso medio crece. El dato importante es que el atractor se sitúa en todos esos países en 1973, lo que indica que el cambio tiene su origen en un acontecimiento histórico (la crisis del petróleo) y no en el hecho de haber alcanzado un determinado nivel de renta.

Cabe señalar que estos 16 países coinciden con el grupo de países de la OCDE seleccionados en el estudio anteriormente comentado de Moomaw y Unruh (1997). También las principales conclusiones coinciden con las de ese trabajo.

Otro estudio que presta atención a la evolución de la CKA por países es el de de Bruyn, van den Bergh y Opschoor (1998, p. 161). Estos autores subrayan dos deficiencias de los estudios que se realizan habitualmente sobre la CKA. Por un lado, sostienen que la relación estimada que resulta al utilizar datos de panel no tiene por qué mantenerse cuando los países se consideran individualmente. Por otro lado, destacan que los modelos habituales de la CKA no contrastan explícitamente la influencia del crecimiento económico en las emisiones ya que todas las variables se utilizan en niveles. Tomando en consideración ambas puntualizaciones, proponen un modelo que aplican a países concretos. No describiremos dicho modelo en este punto dado que, por sus características próximas a los análisis de descomposición, será comentado en el epígrafe dedicado a este tipo de análisis.

List y Gallet (1999, p. 409) también critican los estudios habituales de CKA porque el método de estimación común con datos de panel asume que todas las secciones

cruzadas siguen la misma CKA. Estos autores centran su estudio en las emisiones de SO_2 y de NO_x per cápita de los estados miembros de Estados Unidos y se plantean dos cuestiones: 1) ¿siguen las emisiones en cada estado la U invertida propuesta por los estudios de CKA? La respuesta a esta pregunta es sí; 2) ¿resulta adecuado constreñir a todos los estados a seguir CKAs isomorfas? De su estudio se deduce que los parámetros estimados no serían correctos si se parte del supuesto de que los estados tienen pendientes homogéneas, lo cual es especialmente significativo si se tiene en cuenta que están utilizando datos de los estados de Estados Unidos cuyo comportamiento es mucho más homogéneo que el de los diferentes países que se incluyen en los estudios habituales de la CKA.

Para llegar a estas conclusiones, estos autores utilizan los datos de emisiones de la US *Environmental Protection Agency* (EPA) desde 1929 a 1994 y estiman las habituales especificaciones cuadrática y cúbica de la CKA (incluyendo también en el modelo una tendencia temporal) pero permiten que los estados tengan parámetros heterogéneos tanto para la ordenada en el origen como para los coeficientes angulares. El modelo se considera como un sistema de regresión aparentemente no relacionado (SUR, *seemingly unrelated regressions*).

Estos autores estiman dos modelos: el modelo que denominan tradicional, que permite ordenadas en el origen heterogéneas pero asume homogeneidad en los coeficientes angulares; y el modelo que denominan general, que permite heterogeneidad tanto en la ordenada en el origen como en los coeficientes angulares. Observan que los PC estimados en el modelo general difieren sustancialmente de los estimados en el modelo tradicional.

Utilizando los PC estimados, establecen una clasificación separando los estados en tres grupos en función de si el PC estimado para cada estado en el modelo general está por debajo, dentro o por arriba del intervalo de confianza al 95% que rodea al PC en el modelo tradicional. Con ello confirman que son muchos los estados cuyos PC están fuera del intervalo de confianza del modelo tradicional.

Esa clasificación también les permite establecer comparaciones entre los estados cuyos PC están a la derecha y a la izquierda del intervalo de confianza del modelo tradicional teniendo en cuenta otros indicadores que pueden afectar a la localización

de la CKA. Su estudio sugiere que la densidad de población media es superior en los estados que alcanzan el PC en niveles de renta más bajos, lo que podría explicarse porque los políticos presten antes atención a las grandes áreas urbanas. Otro resultado es que, en el caso del NO_x , los estados más fríos, con mayores necesidades de calefacción, alcanzan el máximo en niveles de renta superiores a los de los estados con temperaturas más cálidas. También, para el caso del SO_2 , los estados adyacentes a los estados con niveles de renta per cápita más elevados tienden a alcanzar su nivel máximo antes que los que están próximos a estados de renta más baja; esto podría sugerir que, debido a los efectos transfronterizos de las emisiones de SO_2 , los estados más ricos podrían haber inducido a sus vecinos a adoptar medidas de control sobre sus emisiones. Otra conclusión es que los estados que alcanzan el máximo a la izquierda del intervalo de confianza tienden a tener mayores emisiones per cápita de esos contaminantes; una posible explicación es que sus elevadas emisiones per cápita les hayan urgido a adoptar medidas antes que otros estados. Estos autores consideran las conclusiones de esta comparación como preliminares y sería necesario confirmarlas con un modelo estructural completo.

Lekakis (2000) pone en tela de juicio la relevancia para la gestión y política medioambiental de los estudios CKA basados en análisis *cross-country*. Por el contrario, defiende la necesidad de profundizar en las experiencias concretas de cada país. Señala también la imprecisión que se deriva de realizar análisis tomando contaminantes aislados, ya que no tienen en cuenta sus efectos sinérgicos, y critica el hecho de que se centre la atención en los contaminantes y se dejen fuera del análisis los efectos del crecimiento económico en el agotamiento de los recursos. Este autor estudia los efectos del crecimiento económico y la evolución de las políticas medioambientales en Grecia desde principios de los setenta en cuatro áreas: contaminación atmosférica, contaminación agrícola, pesquerías y bosques. Observa que, entre 1974 y 1994, aunque el crecimiento del PIB real fue muy moderado aumentaron los problemas derivados de las presiones medioambientales características del crecimiento económico como la contaminación atmosférica urbana, la eutrofización de los ecosistemas lacustres, el agotamiento de las pesquerías y la destrucción de los bosques. En general, sólo algunos indicadores de contaminación atmosférica, SO_2 y *smoke*, parecen haber disminuido con el tiempo, pero son precisamente esos dos contaminantes los que han

sido los principales objetivos de los Proyectos de Control de la Contaminación Ambiental ya desde 1973.

Lekakis pone en duda que el aumento de la renta per cápita traiga consigo un incremento de la demanda de calidad medioambiental. En el caso de Grecia, no existe noticia de la existencia de iniciativas sociales para exigir actuaciones medioambientales en los casos de contaminación agrícola y destrucción de ecosistemas. Sí existen noticias en el caso de la contaminación atmosférica pero las manifestaciones llevadas a cabo en Atenas se produjeron en los setenta, cuando el crecimiento del PIB per cápita era muy reducido.

Destaca también Lekakis la importancia que ha tenido la incorporación de Grecia a la Unión Europea para la aplicación de políticas medioambientales más estrictas.

La principal conclusión que extrae este autor es que “buscar las CKAs sólo puede ayudar a los políticos a darse cuenta de que las actuaciones hacia el remedio medioambiental no pueden esperar a aumentos en la renta per cápita y a la demanda de los ciudadanos de un medioambiente limpio. La evidencia sugiere que, además de los acuerdos medioambientales internacionales, los acuerdos que adoptan los países más pequeños dentro de grandes bloques político-económicos puede ayudarles a incorporar objetivos en su política medioambiental” (Lekakis, 2000, p. 151).

Roca *et al* (2001) realizaron un estudio sobre la posibilidad de una evolución CKA en las emisiones de seis contaminantes atmosféricos en España. Los seis contaminantes atmosféricos son los siguientes: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles no metánicos (NMVOC). Los datos son del inventario de contaminantes atmosféricos CORINE-AIRE, excepto para el caso del CO₂ que se toman los datos de la Agencia Internacional de la Energía. Por las limitaciones de la base de datos, el periodo temporal considerado es 1980-1996, excepto para el CO₂ que es 1973-1996. La reducida cobertura temporal de los datos es quizá el principal inconveniente al que se enfrenta este trabajo ya que resulta difícil determinar si la evolución de esos contaminantes es compatible o no con la hipótesis CKA en un periodo de tiempo tan reducido.

Una primera observación de los datos disponibles indica que únicamente en el caso del SO_2 existen disminuciones importantes en el periodo analizado. Las emisiones en 1996 de N_2O y de NMVOC fueron muy similares a las de 1980. En los tres restantes contaminantes las emisiones aumentaron significativamente, especialmente las de metano. Esta visión preliminar parece apuntar a que no se ha producido una disociación entre la presión medioambiental y el crecimiento económico con elevados niveles de renta. Esta idea se confirma con los resultados de la estimación de modelos econométricos para cada uno de los contaminantes en los que la variable explicada son las emisiones per cápita y las variables explicativas son el PIB per cápita y otras variables específicas para cada contaminante relacionadas con la estructura de la oferta energética (por ejemplo, el peso del carbón y de la energía nuclear en la producción de energía en el caso del dióxido de carbono) o con los sectores que más contribuyen a la generación de esas emisiones (por ejemplo, el transporte en el caso del NO_x). Sólo en el caso del SO_2 se obtiene una relación inversa entre las emisiones per cápita y el nivel per cápita del PIB.

En el único caso en el que se estima el modelo básico CKA (en su forma cúbica en logaritmos) es en el de las emisiones de CO_2 , ya que la serie temporal de datos disponible es más larga. El resultado de la estimación muestra que los términos cuadrático y cúbico resultaron no ser significativos y presenta, además, problemas de multicolinealidad y de cointegración. El modelo que incluye como única variable explicativa el logaritmo del PIB per cápita ofrece un valor del estadístico Durbin-Watson muy bajo (0.59). Esto les lleva a plantearse la necesidad de añadir a ésta otras variables explicativas como el peso de la energía nuclear y el peso del carbón en el total de energía primaria. Este modelo presenta una bondad del ajuste elevada y el resultado de la estimación confirma la presencia de una relación muy fuerte entre las emisiones de CO_2 y el PIB, lo que cabía esperar en el caso de un contaminante con una incidencia global.

Un análisis previo de la evolución de las emisiones de CO_2 en España permite a estos autores diferenciar tres etapas entre 1973 y 1996 (p. 90). Durante la primera, hasta finales de los setenta, las emisiones experimentarían un fuerte crecimiento; después se estabilizarían, y finalmente mostrarían una tendencia a aumentar en los últimos años.

La principal conclusión del trabajo es que sólo en el caso del SO_2 el crecimiento económico se ha visto acompañado por una disminución de las emisiones. Las características de este contaminante que pueden haber conducido a ese resultado es que es un contaminante con efectos sobre la población local o regional y con fuentes de emisión muy localizadas (principalmente centrales térmicas), además de que existen tecnologías al final del proceso aplicables para reducir este tipo de emisiones. En esto se diferencia de otros contaminantes como los óxidos de nitrógeno que, a pesar de tener principalmente un impacto local o regional, su contaminación es más difusa y procede fundamentalmente del transporte rodado cuya expansión ha sido muy importante en los últimos años.

Otra característica de las emisiones de SO_2 es que se han fijado objetivos importantes de reducción de estas emisiones en diferentes protocolos internacionales. España, como miembro de la Unión Europea, se ha adherido a esos protocolos, por lo que no resulta claro si la disminución de las emisiones es una consecuencia del incremento del nivel de renta o del aumento de la presión internacional para reducirlas. Además, como señalan estos autores, también han sido importantes las protestas sociales contra la contaminación de las centrales térmicas (citan el caso de Teruel) y resaltan que esas protestas no partían de los sectores de población con ingresos más elevados sino de los más afectados por el problema o más conscientes de sus efectos. Por lo tanto, incluso en el caso del SO_2 no es posible deducir una relación causal directa entre un nivel de renta más elevado y la disminución de las emisiones.

Lindmark (2002) analiza la evolución de las emisiones de CO_2 en Suecia desde 1870 hasta 1997 –utilizando los datos del *Oak Ridge National Laboratory* (ORNL)– y constata que exhiben una trayectoria con forma de U invertida (p. 340). El autor descarta las preferencias medioambientales como una explicación plausible a la reducción observada de las emisiones (al menos antes de 1990), por dos razones: primera, porque el impuesto sobre el CO_2 no se introduce hasta 1991 y, segunda, por la importancia de la energía nuclear en el proceso. Como señala: “Si la preocupación medioambiental hubiese sido un motivo importante para reducir las emisiones de CO_2 , la energía nuclear nunca habría sido considerada una opción viable” (Lindmark, 2002, p. 335). Consecuentemente, su estudio explora el efecto sobre las emisiones de CO_2 de otros factores distintos al cambio en las preferencias medioambientales.

Utiliza como base para su análisis el modelo de de Bruyn *et al* (1998) – al que hemos hecho una breve referencia con anterioridad y que describiremos en el epígrafe dedicado a los análisis de descomposición econométrica –, en el que sustituye la constante (β_1) por una tendencia estocástica, la cual puede ser interpretada como un indicador del cambio estructural y tecnológico. Por tanto, el modelo que estima es el siguiente:

$$\ln\left(\frac{E_t}{E_{t-1}}\right) = \beta_0 \ln\left(\frac{Y_t}{Y_{t-1}}\right) + \mu_1 + \beta_2 \ln Y_{t-1} + \beta_3 \ln\left(\frac{P_t}{P_{t-1}}\right) + e \quad (2.14)$$

donde E son las emisiones, Y es la renta, P es el precio de los *inputs* que pueden afectar a las emisiones, μ es la tendencia estocástica y e es la perturbación aleatoria.

Lindmark señala que esa ecuación no puede ser estimada consistentemente en un modelo de regresión lineal y utiliza los modelos estructurales de series temporales para su estimación.

Como ya se ha indicado, el modelo original de de Bruyn *et al* (1998) incluía una constante (β_1) en lugar de la tendencia estocástica μ_1 . El hecho de utilizar una constante implica la consideración de que el cambio estructural y tecnológico ha tenido un impacto constante sobre las emisiones, supuesto que Lindmark estima inapropiado para una periodo temporal de 150 años como el considerado en su trabajo. Ahora bien, también puntualiza que la forma de la regresión lineal es un caso especial de los modelos estructurales de series temporales, por lo que es posible que, al resolver el modelo, se obtenga como resultado que la tendencia no posee propiedades estocásticas y es, efectivamente, lineal. Si tiene propiedades estocásticas, puede llegarse a la conclusión de que hay rupturas estructurales en la relación expuesta en la ecuación (2.14). Además, en este caso, se puede determinar el ritmo temporal de tales rupturas, lo que resulta de utilidad para estudios históricos posteriores.

Además de las variables incluidas en la ecuación (2.14), Lindmark prueba otras como son: un índice de precios relativos de las fuentes de energía no generadoras de CO₂ en relación con los precios de las que sí lo generan; los porcentajes sectoriales de los servicios públicos y privados como representación del cambio estructural; y los términos cuadrático y cúbico del PIB. Ninguna de estas variables resultó significativa.

Los resultados de la estimación de la ecuación (2.14) indican que el cambio en los precios, el crecimiento económico y el cambio tecnológico y estructural pueden explicar las fluctuaciones en las emisiones de CO₂ en Suecia durante el periodo analizado (p. 344). Sin embargo, β_2 resultó no significativa, por lo que se retiró la variable $\ln Y_{t-1}$ del modelo. El componente tendencial resultó tener propiedades estocásticas.

El componente tendencial, utilizado como *proxy* del cambio tecnológico y estructural, permite un análisis histórico en el que se puede comparar el crecimiento de las emisiones de CO₂ debido al cambio tecnológico y estructural con el crecimiento del PIB. El resultado de ese análisis histórico en Suecia indica que los efectos del cambio tecnológico y estructural parecen haberse desarrollado rápidamente durante las fases de bajo crecimiento económico. Del análisis histórico se distinguen tres fases en la evolución de las emisiones de CO₂ en Suecia. La primera iría desde 1870 hasta la Primera Guerra Mundial. En esta fase el cambio tecnológico y estructural habría contribuido al incremento de las emisiones, aunque a una tasa decreciente, mientras que la contribución del crecimiento económico habría sido modesta. En la segunda fase, que abarcaría desde la Primera Guerra Mundial hasta los sesenta, el crecimiento económico explicaría la mayor parte del incremento de las emisiones. En la tercera fase, desde los sesenta hasta 1997, los cambios tecnológicos y estructurales habrían actuado de forma importante para disminuir las emisiones desde los setenta, desempeñando la energía nuclear un papel relevante en esa reducción. A la vez, el crecimiento económico moderado y el aumento de los precios de los combustibles desde los setenta habrían contribuido a disminuir la tasa de crecimiento de las emisiones en ese periodo.

Friedl y Getzner (2003), analizan los determinantes de las emisiones de CO₂ desde 1960 a 1999 en el caso de Austria. Este país tendría las características de una economía pequeña y abierta, por lo que el peso del exterior puede ser importante, tanto por la posibilidad de exportar emisiones como por la influencia ejercida por la política medioambiental de otros países e internacional.

El modelo empírico a partir del cual contrastan las hipótesis CKA es el siguiente:

$$CO_{2t} = f(Y_t, yd_t, T_t, i_t, s_t, X_t) \quad (2.15)$$

donde CO_2 son las emisiones en el año t ; Y_t es el PIB per cápita a precios constantes de 1995; yd_t representa la desviación de Y_t de su tendencia a largo plazo; T_t es la desviación de la temperatura media anual respecto a la temperatura media a largo plazo; i_t es la ratio importaciones/PIB, que recoge la apertura de la economía austriaca y permite contrastar la posibilidad de que Austria esté exportando emisiones; s_t sería el valor añadido del sector servicios como porcentaje del PIB, lo que trataría de representar el cambio estructural en la economía austriaca; X_t serían variables que recogerían otros determinantes político-económicos de las emisiones de CO_2 , como por ejemplo, una ficticia para captar el cambio en la pendiente de la función de regresión debida al cambio estructural o variables para captar los cambios políticos como la firma de los acuerdos internacionales para reducir las emisiones de CO_2 .

Tras comprobar que tanto las series de la variable independiente como de las dependientes son no estacionarias y que las emisiones de CO_2 y el PIB están cointegradas, estiman cuatro modelos: el primero de ellos es la forma lineal en el PIB; el segundo y el tercero son, respectivamente, las formas cuadrática y cúbica características del modelo CKA; y, el cuarto, contrastaría también la función cúbica pero incorporando la apertura al exterior (i_t) y el cambio estructural (s_t), variables estas que no se habían incluido en los tres primeros modelos.

Los resultados del estudio revelan la existencia de dos periodos diferenciados en la evolución de las emisiones de CO_2 en Austria, situándose el punto de ruptura en el año 1974. Durante el segundo periodo, las emisiones crecieron a un ritmo mucho menor como consecuencia de la crisis del petróleo. Por otra parte, de la estimación de los modelos econométricos se concluye que la forma funcional que mejor se adapta a los datos es la cúbica, lo que indicaría una relación en forma de N entre las emisiones y el PIB. Ante este resultado, los autores sugieren dos posibles explicaciones. Según la primera de ellas, se trataría simplemente de un resultado estadístico, ya que las emisiones de CO_2 parecen haberse estabilizado en Austria durante el segundo periodo o, como mucho, han crecido en los últimos años. Esta observación se puede ver reforzada por el hecho de que el punto mínimo de la curva en forma de N se situaría en un nivel de PIB que está fuera del rango de la muestra. La segunda explicación posible es que la curva en forma de N fuese el resultado de un “efecto recuperación”, tras el impacto inicial del *shock* petrolífero de los setenta.

La principal conclusión que extraen los autores de este trabajo es que el crecimiento económico es la fuerza motriz más destacable de las emisiones de CO₂ en Austria y que otros factores –en concreto, el incremento del sector servicios y el de las importaciones–, únicamente debilitan el efecto de ese crecimiento pero no contribuyen lo suficiente a revertir la tendencia. Ante los resultados obtenidos, consideran que para que Austria pueda cumplir con los acuerdos internacionales y lograr un cambio estructural en la serie de las emisiones de CO₂, necesita una revisión radical de su política equivalente a los cambios que se produjeron en el marco político tras la crisis del petróleo de los setenta.

De la revisión de los estudios por países realizada en este epígrafe, estimamos destacables las siguientes ideas:

- El crecimiento económico figura como la principal causa del aumento de las presiones medioambientales y de la sobreexplotación de los recursos.
- En aquellos casos en los que la relación renta-indicador medioambiental describe una U invertida, no hay evidencia de que se deba a actuaciones sistemáticamente asociadas al hecho de haber alcanzado niveles de renta más elevados. La U invertida observada en los países más desarrollados para las emisiones de CO₂ aparece como una respuesta al *shock* petrolífero de los setenta. La disminución de las emisiones de SO₂ en países como Malasia, Grecia o España tampoco muestra una relación clara con el nivel de renta sino que el impulso para estas reducciones procedería de acontecimientos exógenos, como el descubrimiento de nuevos yacimientos en el primer caso y las mayores exigencias medioambientales derivadas de la incorporación a la Unión Europea en los dos restantes.
- Se pone en tela de juicio el hecho de atribuir sistemáticamente la forma de U invertida al incremento de la demanda de calidad medioambiental. Al menos es lo que se deduce del caso sueco, ya que la importancia de la energía nuclear en la disminución de las emisiones de CO₂ descarta que esta haya sido el resultado de un cambio en las preferencias medioambientales.
- Se observa, como cabría esperar, una respuesta ciudadana al daño percibido, de forma que cuanto mayor es éste mayor es la presión para la adopción de medidas.

Por tanto, es imposible deducir un nivel de renta único (ni siquiera aproximado) a partir del cual sistemáticamente se produciría la parte decreciente de la curva pues depende, en gran medida, del daño percibido. Por ejemplo, en los casos de España y Grecia, las presiones sociales contra la contaminación provocada por las emisiones de dióxido de azufre no parecen proceder de los sectores con niveles de renta más elevados sino que serían los más afectados por el problema los que demandarían mayor calidad medioambiental. En el caso de Estados Unidos se confirma la existencia de una CKA entre estados para las emisiones de SO_2 y de NO_x . Ahora bien, también se observa que son los estados más densamente poblados y con mayores emisiones per cápita los que alcanzan sus puntos críticos en niveles de renta más bajos lo que hace pensar que puedan ser los efectos dañinos de la contaminación los que urgen a adoptar medidas.

Capítulo 3

Explicaciones subyacentes a la hipótesis CKA. Técnicas de descomposición

Explicaciones subyacentes a la hipótesis CKA. Técnicas de descomposición

3.1. INTRODUCCIÓN

El hecho de que en los estudios empíricos algunos indicadores medioambientales mostraran una evolución coherente con la hipótesis CKA ha llevado a preguntarse por las condiciones que concurren cuando se produce tal fenómeno y a profundizar en las relaciones causales entre la renta y la calidad medioambiental.

Las causas que pueden explicar un comportamiento compatible con la hipótesis CKA pueden explorarse, según Vogel (1999), desde dos niveles: “En el primer nivel se podrían explicar las mejoras en la calidad medioambiental por el simple hecho de que los agentes han emitido menos que antes, dada una capacidad asimilativa natural lo suficientemente elevada como para permitir mejoras absolutas. Cómo se han logrado esas menores emisiones es meramente una cuestión técnica. (...) pero uno todavía se pregunta por qué los agentes económicos han emitido menos que antes. Dar estas razones más profundas corresponde al segundo nivel” (Vogel, 1999, p. 21).

Por tanto, el primer nivel se centraría en la descripción de los acontecimientos y comportamientos que conducirían a que se produjese un deterioro medioambiental cada vez menor a pesar de los incrementos de la renta. En el segundo nivel, se trataría de explicar el porqué de esos acontecimientos y comportamientos.

En apartado 3.2, revisaremos las explicaciones de primer nivel; en el 3.3, nos detendremos en las de segundo nivel; y, en el 3.4, describiremos las principales técnicas que se han utilizado para descomponer la tasa de crecimiento de las emisiones contaminantes, las cuales permiten detectar, fundamentalmente, las explicaciones de primer nivel.

3.2. EXPLICACIONES DE PRIMER NIVEL

Como ya hemos señalado, este primer nivel tiene un carácter esencialmente descriptivo. Se centra en el desglose de los efectos económicos que podrían explicar el hecho de que el deterioro medioambiental no crezca al mismo ritmo que el PIB.

Desde esta perspectiva, se han distinguido tres efectos básicos, ya bien conocidos en la literatura, que son (Grossman y Krueger, 1991): el efecto escala, el efecto composición y el efecto tecnológico. Procedemos a explicar, brevemente, cada uno de ellos.

♦ Efecto escala

Si todo lo demás permanece constante, el crecimiento de la actividad económica debería producir un incremento proporcional de las emisiones contaminantes.

Por lo tanto, si el crecimiento de la actividad económica va acompañado de un menor crecimiento de las emisiones, se debe a que están operando otros efectos —el efecto composición y/o el efecto tecnológico— que han compensado el efecto escala. Tal compensación puede ser total o parcial. Si es total, el crecimiento de la actividad económica estará asociado a un crecimiento cero o negativo de las emisiones (disminución absoluta). Si es parcial, el incremento de la producción irá acompañado de un aumento de las emisiones, aunque menor que proporcional, lo que se traducirá en una disminución del cociente emisiones/PIB (disminución relativa) pero no en una disminución absoluta de las emisiones.

♦ Efecto composición (o estructura)

El efecto composición recoge los aumentos o disminuciones en las emisiones debidas a una variación en la composición sectorial de la producción, permaneciendo el resto constante. Si el crecimiento económico se ha basado en actividades más “limpias” y se ha reducido el peso de las actividades “sucias”, el resultado sería una disminución, al menos relativa, de las emisiones.

♦ Efecto tecnológico

El efecto tecnológico recoge las variaciones en las emisiones provocadas por los cambios en la tecnología, permaneciendo el resto constante. Está relacionado, básicamente, con las siguientes actuaciones:

- La introducción de tecnologías (técnicas, procesos, formas de organización) más eficientes que reduzcan la cantidad de *inputs* necesarios.
- La sustitución de *inputs* por otros menos contaminantes.
- La aplicación de tecnologías reductoras de la contaminación o de tratamiento de los residuos (tecnologías reductoras “al final de los procesos”).

Tras esta somera explicación, presentamos la descomposición de la variación de un indicador de deterioro medioambiental en los tres efectos citados, tal como la recoge Ekins (1997, p. 819).

Para un sector económico cualquiera i , la relación medio ambiente –renta podría ser expresada como:

$$E_i = a_i y_i \quad (3.1)$$

donde E_i es el efecto medioambiental del sector i , y_i es el *output* del sector y a_i es un coeficiente técnico que recoge la intensidad medioambiental del sector.

El efecto medioambiental total de la producción podría expresarse como:

$$E = \sum E_i = \sum a_i y_i \Rightarrow E = Y \sum a_i \frac{y_i}{Y} = Y \sum a_i s_i \quad (3.2)$$

donde s_i es el porcentaje del sector i en el *output* total e Y es la producción total.

Si la ecuación (3.2) se deriva con respecto al tiempo se obtiene:

$$E' = Y' \sum a_i s_i + Y \sum s_i a_i' + Y \sum a_i s_i', \quad (3.3)$$

donde E' es dE/dt , etc. Si dividimos la ecuación (3.3) por $E (=Y \sum a_i s_i)$, entonces:

$$\hat{E} = \frac{E'}{E} = \frac{Y'}{Y} + \frac{1}{\sum a_i s_i} \sum s_i a_i' + \frac{1}{\sum a_i s_i} \sum s_i a_i' \Rightarrow \hat{E} = \hat{Y} + \frac{Y}{E} (\sum s_i a_i' + \sum s_i a_i'). \quad (3.4)$$

Si e_i es la participación sectorial del efecto medioambiental, entonces de la ecuación anterior:

$$e_i = \frac{E_i}{E} = \frac{a_i y_i}{E} = \frac{a_i s_i Y}{E} \Rightarrow \frac{Y}{E} = \frac{e_i}{a_i s_i} \quad (3.5)$$

$$\hat{E} = \hat{Y} + \sum \frac{e_i}{a_i} a_i' + \sum \frac{e_i}{s_i} s_i' \Rightarrow \hat{E} = \hat{Y} + \sum e_i \hat{a}_i + \sum e_i \hat{s}_i, \quad (3.6)$$

Esta es la ecuación tal y como, según Ekins (1997, p. 819), aparece en Grossman (1993, p. 2). Si nos centramos en el segundo miembro de la ecuación, siguiendo a Ekins, el primer término (la tasa porcentual de crecimiento de Y) se denomina efecto *escala*; el segundo término (la tasa porcentual de cambio del coeficiente técnico a) se denomina efecto *tecnológico*; y el tercer término (la tasa porcentual de

cambio del peso de los diferentes sectores en el *output* total s) se denomina efecto *composición* (o *efecto estructura*). De esta forma, dado un incremento en la producción sin cambios ni en la composición sectorial ni en la tecnología, se esperaría un incremento proporcional en sus efectos medioambientales.

El procedimiento que acabamos de describir es la base de las técnicas de descomposición que desarrollaremos en el apartado 3.4, las cuales permiten detectar los factores causales directos que hemos denominado explicaciones de primer nivel. Antes, nos detendremos en las explicaciones de segundo nivel.

3.3. EXPLICACIONES DE SEGUNDO NIVEL

Como referíamos en el epígrafe anterior, los efectos composición y tecnológico podrían mitigar e incluso llegar a compensar el efecto escala. La pregunta que se plantea a continuación es el porqué de tales acontecimientos, esto es, qué condiciones deben darse para que dichos efectos se produzcan y obedezcan, además, a la hipótesis CKA.

Antes de abordar la cuestión, es necesario precisar que el hecho de que el efecto composición y/o el efecto tecnológico lleguen a mitigar o a compensar el efecto escala puede ser el resultado tanto de actuaciones intencionadas como de actuaciones no intencionadas. Por ello, Vogel (1999, p. 26 y ss.) diferencia entre los efectos composición y tecnológico que suceden de forma no intencionada, esto es, como efectos colaterales que de forma natural o accidental acompañan al crecimiento económico provocando menores emisiones, y los efectos composición y tecnológico que son el resultado de medidas deliberadamente adoptadas para mejorar la calidad medioambiental y, por tanto, intencionados. Para este autor, las reducciones de la contaminación son intencionadas si están asociadas a algún coste de oportunidad. Esto no excluiría la posibilidad de reducciones intencionadas con un coste de oportunidad nulo pero, si existe un coste de oportunidad, esa reducción de la contaminación no puede ser puramente accidental (p. 31).

También como paso previo, debemos puntualizar que no todas las disminuciones de la contaminación que se produzcan cuando esté aumentando la renta per cápita son

necesariamente compatibles con la hipótesis CKA. Como precisa Vogel (1999, p. 26), para que pueda hablarse de una evolución CKA como un fenómeno real y robusto, las mejoras medioambientales que se producen con un ingreso per cápita creciente “deben incluir un componente sistemático que esté asociado a características típicas de una economía creciente y en desarrollo”. Consecuentemente, es posible que existan aumentos iniciales y posteriores reducciones de la contaminación no intencionados que no deberían considerarse una CKA, aunque se produzcan cuando está aumentando el ingreso per cápita.

En este sentido, destaca el papel que pueden desempeñar los precios. Un aumento en los precios de un bien ordinario produce una disminución en su consumo y, por tanto, una disminución en las emisiones relacionadas con ese bien. Como señala Vogel, los precios pueden ser elevados artificialmente por la política ambiental (intencionados) pero también se producen *shocks* en los precios de los recursos que pueden provocar una disminución no intencionada de las emisiones (por ejemplo, crisis del petróleo). Este segundo caso no serviría para explicar una CKA ya que los *shocks* de precios no pueden considerarse típicos o sintomáticos de ciertas fases del crecimiento económico. Su argumentación se basa en el hecho de que en economías abiertas los *shocks* de precios se trasladan inmediatamente de unas economías a otras por lo que “los niveles de contaminación ‘precio-sensibles’ en economías abiertas puede esperarse que alcancen un pico casi al mismo tiempo (como en las crisis de los precios del petróleo), más que al mismo nivel de renta per cápita, siempre que los precios en cuestión se comporten de forma similar en todas partes, y no estén distorsionados por impuestos y tarifas. Este argumento de economía abierta no se limita a los *shocks* de precios, sino que se extiende también a los continuos aumentos de los precios de mercado inducidos por la escasez” (Vogel, 1999, p. 29).

Teniendo en cuenta las matizaciones anteriormente expuestas, procedemos a analizar las condiciones bajo las que se produciría una CKA, esto es, una mejora en la calidad ambiental por efectos, tanto intencionados como no intencionados, asociados al propio proceso de desarrollo económico.

En este análisis utilizaremos, al igual que Vogel (1999)⁸⁸, el término contaminación en un sentido amplio y definiremos la mejora en la calidad medioambiental como una disminución de la contaminación. Consecuentemente, para que pueda producirse una mejora en la calidad ambiental deberá disminuir la contaminación en términos absolutos y no únicamente por unidad de PIB. Además, es importante precisar que una disminución de la contaminación sólo puede interpretarse como una mejora de la calidad medioambiental si el daño asociado a la contaminación es reversible.

3.3.1. EFECTOS NO INTENCIONADOS

◆ Efecto composición no intencionado

Uno de los argumentos más utilizados para explicar la posibilidad de una CKA ha sido la del cambio estructural sufrido por las economías en su proceso de desarrollo económico desde economías “primarias” a economías “terciarizadas”. Se trata, por tanto, de un argumento basado en la evolución de la composición de la actividad productiva asociada a determinados estadios del desarrollo económico. En la medida en que esta transformación sea un patrón típico y sistemático del desarrollo económico, las reducciones en las emisiones podrían considerarse, en un sentido amplio, una función del ingreso per cápita, y, por tanto, sería un efecto composición no intencionado compatible con la hipótesis CKA.

En primer lugar, y a pesar de que parece ampliamente aceptado, debería estudiarse más detenidamente el argumento expuesto ya que se basa en el supuesto de que las actividades incluidas en el sector servicios son medioambientalmente menos dañinas

⁸⁸ Como ya expusimos en la Introducción de este trabajo, Vogel en su estudio utiliza una concepción amplia de la contaminación: “La contaminación en el sentido de este estudio está causada sólo por emisiones antropogénicas, y debe entenderse en un sentido amplio, cubriendo no sólo aspectos como las no naturales elevadas concentraciones de metales pesados en el agua o de dióxido de carbono en la atmósfera, sino de forma más general, todas las consecuencias no deseadas de la interferencia humana con el ambiente incluyendo los efectos barrera debidos a la construcción de carreteras, la pérdida de biodiversidad resultante de la deforestación, o la erosión del suelo y desertificación consecuencia de la conversión del suelo. Esta definición amplia de contaminación implica que la construcción de carreteras, la deforestación y la conversión del suelo son formas de emisiones. Véase Vogel (1999, p. 4).

que las de los sectores industriales. Como apunta Roca (2003, p. 4), muchas actividades que son consideradas como servicios podrían tener mucho mayor impacto medioambiental (directo o indirecto) que otras incluidas en el sector industrial. Como ejemplo, cita este autor el turismo a larga distancia.

Aún suponiendo que el sector servicios es más “limpio”, cabe plantearse si ese cambio en la composición del *output* podría compensar completamente el efecto escala y dar como resultado una disminución de las emisiones en términos absolutos, y no únicamente por unidad de producción. Como señalan Torras y Boyce (1998, p. 149), el efecto composición que acompaña al incremento de la renta per cápita puede reducir la intensidad marginal de contaminación del *output* pero “no puede compensar completamente el efecto escala (esto es, el impacto medioambiental que resulta del nivel agregado de *output*) a menos que los sectores más intensivos en contaminación se reduzcan en términos absolutos. Esto podría suceder sólo si estos sectores producen bienes inferiores, cuyo consumo cae cuando aumenta la renta, o si sus productos son sustituidos por importaciones”.

El primer supuesto, esto es, que los sectores más intensivos en contaminación produzcan bienes inferiores, es considerado improbable por Torras y Boyce. En el segundo supuesto estaríamos hablando del ya mencionado efecto desplazamiento.

El efecto desplazamiento se produce cuando en un país se reducen las emisiones porque lo hacen también las actividades productivas “sucias”, permaneciendo el resto constante, pero no disminuye el consumo de los bienes generados por esas actividades sino que dicho consumo se satisface con importaciones. Si la explicación a la disminución de las emisiones en los países de mayor renta estuviera en el efecto desplazamiento, no habría una disminución global de las emisiones sino simplemente un desplazamiento geográfico de las mismas. Como este efecto desplazamiento no puede reproducirse *ad infinitum*, el resultado sería que no todos los países podrían experimentar la evolución supuesta en la CKA, aunque alcanzasen los mismos niveles de renta⁸⁹.

⁸⁹ Podemos avanzar que una de las críticas que se han hecho a la mayoría de las técnicas de descomposición que revisaremos en el epígrafe 3.4 (excepto a las basadas en el análisis *input-output*) es que, al no considerar las variaciones de la demanda, no permiten detectar si el efecto composición es en realidad el resultado de un efecto desplazamiento.

♦ Efecto tecnológico no intencionado

Para analizar la posibilidad de un efecto tecnológico no intencionado recordaremos los tres principales mecanismos a través de los cuales opera dicho efecto:

- Introducción de tecnologías correctoras de la contaminación “al final del proceso”.
- Sustitución de *inputs* más intensivos medioambientalmente por otros menos intensivos.
- Introducción de tecnologías más eficientes en el procesamiento de los *inputs*.

En relación con el primero de ellos, parece improbable que se adopten de forma no intencionada tecnologías cuya única finalidad es disminuir la contaminación.

Respecto al segundo de ellos, los cambios tecnológicos asociados al proceso de desarrollo económico puede conducir a una sustitución de los *inputs* utilizados en los procesos productivos pero, en ausencia de una intencionalidad de reducir la contaminación, el hecho de que los nuevos *inputs* utilizados sean menos contaminantes que los anteriores sólo podría ser el resultado de la casualidad y, por tanto, no relacionado con el nivel de renta.

El tercer mecanismo sí abre más posibilidades a la existencia de efectos tecnológicos no intencionados. El interés por disminuir los costes de producción puede conducir al desarrollo y aplicación de tecnologías cada vez más eficientes que necesiten menores cantidades de *inputs*, sean o no contaminantes. Además, el desarrollo tecnológico sí podría estar asociado al proceso de desarrollo económico.

Ahora bien, lo que cabría plantearse en este punto es si existiría algún nivel de desarrollo económico a partir del cual esas tecnologías más eficientes, y no intencionadas desde una perspectiva medioambiental, pudieran dar lugar a una disminución del daño ambiental. Para responder a esta cuestión es necesario tener en cuenta que durante todo el proceso de desarrollo económico se produciría un *tradeoff* entre el aumento de las emisiones provocado por el crecimiento económico y las disminuciones logradas por la mayor eficiencia tecnológica. Cuando el crecimiento económico

es muy acelerado es muy difícil que las mejoras en la eficiencia se produzcan a un ritmo lo suficientemente rápido como para compensar el efecto escala. Por lo tanto, la compensación sería más probable en etapas en las que se produjese un estancamiento en el crecimiento de los sectores más contaminantes. Ya hemos comentado que es habitual que ese estancamiento se asocie a fases avanzadas del desarrollo económico, pero también hemos llamado la atención sobre la posibilidad de que pueda deberse a un efecto desplazamiento, lo que no sería compatible con la hipótesis CKA.

Aún así, la posibilidad de que las mejoras en la eficiencia permitan compensar total y continuamente el efecto escala se enfrenta al inconveniente expuesto por Opschoor (1990). Según este autor, cuando las mejoras en la eficiencia se agoten o sean demasiado caras, el efecto escala volverá a dominar sobre el efecto tecnológico. Cabe esperar que, dado un estadio tecnológico, las mejoras en la eficiencia sean cada vez más difíciles y más costosas.

3.3.2. EFECTOS INTENCIONADOS

La intención de reducir la contaminación requiere una motivación. Vogel (1999, p. 51) recuerda las dos principales fuentes de motivación:

- La existencia de preferencias medioambientales.
- Un posible efecto intensificador sobre la productividad derivado de disponer de más calidad ambiental.

En cuanto a la primera, se dice que un agente tiene preferencias medioambientales cuando la mejora de la calidad del medio ambiente tiene un impacto directo sobre su bienestar debido a que su utilidad aumenta. La calidad del medio ambiente aparecería así como un argumento de la función de utilidad, lo que significaría que los agentes valoran la calidad del medio ambiente *per se* y no sólo como un instrumento para conseguir otros bienes y servicios (Vogel, 1999, p. 55).

En relación con la segunda fuente de motivación, la calidad medioambiental puede ser también un argumento de la función de producción con efectos sobre la productividad de otros factores. Como recoge McConnell (1997, p. 392), la calidad del medio ambiente puede ser un *input* en el proceso de producción de muchos bienes: la lluvia ácida reduce la producción forestal; el ozono troposférico tiene efectos negativos sobre las cosechas; la mejora en la calidad del agua en los estuarios y bahías incrementan la producción pesquera; el dióxido de azufre causa daños materiales, etc. Pero McConnell resalta como el posible mayor efecto sobre la producción los efectos negativos sobre la salud derivados de la contaminación del agua y del aire que debilitan a la fuerza de trabajo. Este autor señala también que posiblemente los efectos del medio ambiente sobre el *output* sean mayores en los países más pobres, ya que si una mayor proporción del *output* procede de los recursos naturales, la elasticidad de sustitución entre la calidad del medio ambiente y los *inputs* adquiridos probablemente sea más baja.

Basándose en estas dos posibles fuentes de motivación, se han elaborado algunos modelos teóricos que estudian las condiciones que deberían darse para que se cumpla la hipótesis CKA. Dasgupta *et al* (2002, p. 149) sintetizan las principales conclusiones de estos trabajos del siguiente modo: “el trabajo teórico ha demostrado que puede resultar una CKA si se satisfacen unas pocas condiciones plausibles a medida que aumenta la renta en una sociedad: específicamente, la utilidad marginal del consumo es constante o decreciente; la desutilidad de la contaminación es creciente; el daño marginal de la contaminación es creciente; y el coste marginal de reducir la contaminación es creciente”.

En relación con las condiciones enumeradas, Roca (2003) recuerda que, en general, se deducen de modelos teóricos muy limitados que no tienen en cuenta todas las dimensiones del problema. Concretamente, se centran en el papel que desempeñan las preferencias individuales y la tecnología, pero olvidan la importancia de los conflictos distributivos (inter e intrageneracionales) en el diseño y resultados de la política medioambiental.

Vamos a detenernos en esas críticas formuladas por Roca ya que, aunque van dirigidas a los modelos presentados por López (1994), Selden y Song (1995) y McCon-

nell (1997), pueden extenderse a la mayoría de los modelos teóricos que se han elaborado para demostrar la posibilidad de una CKA.

Los tres modelos seleccionados por Roca proponen un *tradeoff* entre la calidad medioambiental (o reducción de las emisiones contaminantes) y el consumo, y tratarían de reflejar los cambios que se derivarían de las variaciones en las preferencias individuales entre consumo y calidad ambiental a medida que crece el ingreso. Como el mismo autor señala, aunque se trata de modelos con especificaciones diferentes son muy similares tanto conceptualmente como en sus conclusiones y limitaciones. Los supuestos que caracterizarían a estos modelos serían:

- Se trata de modelos agregados con un único bien de consumo y un único contaminante. El hecho de tomar un único contaminante como representación de la calidad ambiental es una limitación ya que no permite tener en cuenta que esta es multidimensional, de forma que pueden ser distintas las preferencias relativas a cada uno de los componentes de la calidad ambiental. A esto hay que añadir la dificultad de lograr una mejora en todos los componentes a la vez.
- En estos modelos hay un “planificador social” que persigue maximizar el bienestar social. La función objetivo está basada en la utilidad de un consumidor representativo que, se asume, sufre todos los daños del deterioro medioambiental. Este consumidor tiene que elegir entre más consumo y mayor calidad ambiental.

En general, las conclusiones de estos modelos apuntan a dos factores clave en la determinación de la combinación óptima entre consumo y calidad ambiental (Roca, 2003, p. 5): por un lado, las preferencias relativas por cada uno de esos bienes y, por otro, la variación a medida que crece la renta del coste en términos de consumo de reducir la presión medioambiental (o mejorar la calidad medioambiental).

En cuanto al papel de las preferencias relativas, la principal conclusión a la que se llega en estos modelos es que: “Si las preferencias no son homotéticas y, además, a un cierto nivel de renta se establece un valor relativamente alto para las mejoras en la calidad medioambiental y un valor bajo para el consumo, entonces es más probable que se ‘adquiera’ mayor calidad medioambiental incluso aunque esto pudiera signifi-

car un nivel de consumo más bajo del que sería posible de otro modo” (Roca, 2003, p. 5).

Ahora bien, como también recoge Roca, en estos modelos ni siquiera la consideración de que la calidad medioambiental es un bien de lujo garantiza que el crecimiento de la renta desemboque necesariamente en la mejora de la calidad medioambiental. La mejora en la calidad ambiental es más probable si el coste de oportunidad en unidades de consumo de reducir la contaminación es bajo. Por lo tanto, además de las preferencias habría un aspecto “tecnológico”.

La principal crítica que formula Roca es que los modelos que se basan en el comportamiento de un único agente económico representativo no recogen la verdadera naturaleza del problema cuando la distribución de la renta es relevante y existe conflicto de intereses entre los individuos.

Comienza Roca (2003) señalando que, dado que la calidad medioambiental es en la mayoría de los casos un bien público, su provisión se decidiría en el terreno político, por lo que el crecimiento económico no resolverá el problema automáticamente sin política medioambiental. En los modelos en los que un planificador social maximiza una función de utilidad objetivo que se basa en las preferencias de un agente representativo, se está suponiendo implícitamente que, en el caso de existir un bien (mal) público, el planificador social determinará su provisión óptima (o, desde otra perspectiva, interiorizará la externalidad) reflejando perfectamente las preferencias individuales. Ahora bien, en la realidad las preferencias no suelen ser idénticas e, incluso en el caso de serlo, pueden seguir existiendo conflictos de intereses debido a las diferencias en la renta de los distintos agentes. En estos casos, la solución política va a estar fuertemente condicionada por la capacidad de negociación y la distribución del poder entre los diferentes grupos (e incluso entre las diferentes generaciones) y este tipo de cuestiones no se reflejan en los modelos teóricos basados en las preferencias individuales de un agente representativo⁹⁰.

Pasaremos, a continuación, a plantearnos estas cuestiones.

⁹⁰ En el fondo, el problema subyacente está muy relacionado con el de la asignación de los derechos de propiedad al que hacíamos referencia en el Capítulo 1.

3.3.2.1. Factores de los que depende el resultado político: distribución de la renta y del poder⁹¹

Si partimos del supuesto de que existe una demanda de calidad medioambiental, ésta se transmitirá a las empresas a través de dos canales (Vogel, 1999, p. 123): a través del mercado o a través del sistema político.

Como punto de partida, podemos valorar la importancia de cada uno de estos canales en la consecución de una CKA. Para ello, debemos tener en cuenta que la cuestión que, en el fondo, se está planteando es si es posible que el incremento continuado de la renta per cápita conduzca indefectiblemente, a partir de cierto nivel, a una reducción de la externalidad⁹². En este sentido, procede recordar que la existencia de un fallo de mercado implica que las preferencias medioambientales no pueden expresarse correctamente en el mercado, por lo que, como se planteaba en el epígrafe anterior, es difícil que el incremento de la renta produzca una disminución automática de la externalidad (o una provisión óptima del bien público) en ausencia de políticas públicas, y éstas estarán muy influidas por la capacidad de negociación de los diferentes grupos sociales.

Ahora bien, de lo anterior no se deduce que no existan efectos intencionados que se transmitan a través del canal de mercado, y a ellos nos referiremos en el siguiente epígrafe (3.3.2.2). En el punto que ahora nos ocupa, nos centraremos en la transmisión de los efectos intencionados a través del canal político. Avanzamos que no es nuestra intención hacer una enumeración exhaustiva de todos los factores de los que depende cualquier provisión de políticas públicas (sean o no medioambientales), sino que nuestra pretensión se limita a profundizar en algunos factores que consideramos clave para comprender el proceso de transmisión de las demandas medioambientales en el terreno político.

Entre los factores de los que depende el resultado político en el terreno medioambiental (entendiendo por resultado político la respuesta del gobierno en forma de polí-

⁹¹ En este epígrafe somos especialmente deudores del trabajo de Vogel (1999).

⁹² Estaríamos refiriéndonos a una externalidad en la que los costes de transacción impiden la solución negociada. Recordamos que, como vimos en el Capítulo 1, deterioro medioambiental no es sinónimo de externalidad, ya que la externalidad está relacionada con el perjuicio percibido por los sujetos afectados. Ahora bien, si hay intención de reducir el deterioro medioambiental es porque se percibe como un daño.

ticas medioambientales), consideramos especialmente destacables los tres siguientes:

- 1) La capacidad de negociación y la distribución del poder entre los diferentes grupos sociales.
- 2) La demanda de políticas públicas medioambientales.
- 3) El conflicto entre los diferentes objetivos del gobierno.

♦ *La capacidad de negociación y la distribución del poder entre los diferentes grupos sociales.* Como ya recogimos en el Capítulo 2, Torras y Boyce (1998) recuerdan que, en las externalidades medioambientales, hay aquellos que soportan los costes de la contaminación y aquellos que se benefician de ella, por lo que las decisiones en la arena política dependerán de cuál de estos grupos tenga mayor capacidad para influir en el gobierno. Cuanto mayor sea la capacidad de presión que tengan los que no están interesados en políticas medioambientales públicas, menor será la aplicación de estas.

Situándonos en el marco de un sistema democrático, la respuesta del gobierno en forma de políticas dependerá de las preferencias del grupo mayoritario (o de las alianzas que se produzcan entre grupos) y de la capacidad de los grupos de presión para influir en el gobierno. Consecuentemente, en este contexto, la aplicación de políticas para la corrección de la externalidad medioambiental será más probable cuando concurren las siguientes condiciones: por un lado, que los perjudicados sean muchos y/o tengan gran capacidad de presión y, por otro, que los causantes sean pocos, estén bien identificados y tengan poca capacidad de presión.

A lo anterior hay que añadir que el resultado político también puede estar muy condicionado por el papel que desempeñen los organismos supranacionales, ya que su intervención puede alterar el peso que tienen los diferentes grupos cuando operan en ámbitos de decisión más reducidos.

♦ *La demanda de políticas públicas para reducir la contaminación.* Esta demanda depende a su vez de la distribución de la renta y de la contaminación “percibida”.

En cuanto a la *distribución de la renta*, *a priori* podría pensarse que, a medida que aumente su nivel de renta, los agentes demandarán políticas públicas cada vez más estrictas desde una perspectiva medioambiental. Este argumento se basa en la consideración de que, a medida que los agentes aumentan su consumo, disminuye la utilidad marginal del consumo y, por tanto, disminuye el coste de oportunidad de la protección medioambiental. Sin embargo, no resulta tan evidente que las clases económicamente más privilegiadas sean las que demanden políticas medioambientales más severas. Por el contrario, parece que los estudios empíricos apuntan hacia la clase media como “elite medioambiental” (Vogel, 1999, p. 99)⁹³.

Vogel expone dos posibles explicaciones para este fenómeno. Una de ellas estaría basada en la idea de que las fuentes de renta (remuneraciones del trabajo, intereses, dividendos, beneficios empresariales, beneficios especulativos, subsidios de desempleo, pensiones, etc.) varían entre las diferentes clases sociales y se ven afectadas de diferente forma por la política medioambiental. Si se tiene esto en cuenta, cabría esperar que si la clase alta está formada mayoritariamente por propietarios (o accionistas) de empresas que están directamente afectadas por leyes y regulaciones medioambientales más estrictas, y sus ingresos proceden de los beneficios empresariales en mayor medida que los ingresos de las clases medias, los ricos se enfrentarían a mayores costes de oportunidad que las clases medias ante políticas medioambientales más severas. De forma similar, los empleados de la industria pesada o extractiva (o en general de empresas muy afectadas por la legislación medioambiental) que pueden temer perder sus empleos ante políticas medioambientales más exigentes, no apoyarán estas actuaciones del gobierno. Por el contrario, los empleados en el sector servicios pueden ver con mayor simpatía las políticas medioambientales más estrictas al no percibir una conexión directa entre sus empleos y sueldos y la política medioambiental.

La otra explicación estaría en la capacidad de las diferentes clases sociales para eludir los perjuicios medioambientales en ausencia de políticas públicas (o con políti-

⁹³ Aunque parece bastante probable que la distribución de la renta afecte al grado de apoyo de las políticas medioambientales, lo cierto es que, como señala Vogel (1999, p. 112): “Desafortunadamente, la dirección de la influencia que los aspectos distributivos ejercen sobre la opinión pública política no puede inferirse por medio de la teoría económica, sin hacer supuestos de mayor alcance sobre las formas funcionales que habrían sido difíciles de justificar”. Es por ello que este autor atiende a lo que sugiere la evidencia empírica.

cas medioambientales poco estrictas). Como señala Vogel, aunque la calidad medioambiental se trata generalmente como un bien público puro en la literatura, lo cierto es que, en algunos casos, los individuos pueden mejorar su propio entorno medioambiental sin aumentar simultáneamente la calidad medioambiental del resto. Esto es debido a que el grado de polución al que los agentes están sometidos puede, en algunos casos, variar entre áreas dependiendo de múltiples factores naturales o contruidos (por ejemplo, adquiriendo agua embotellada para evitar la escasez de agua potable o adquiriendo viviendas en lugares menos contaminados)⁹⁴. Evidentemente, las economías domésticas con mayor renta gastarán más en mejorar su propia calidad medioambiental que las que tienen menores rentas. Puede así suceder que las clases altas prefieran pagar por calidad medioambiental privada y no ejerzan presión para que se apliquen políticas públicas más exigentes.

La conclusión que podría extraerse de todo esto es que la exigencia de políticas medioambientales más estrictas tendería a ser mayor en las sociedades en las que la renta está mejor distribuida (y no polarizada en las colas).

En cuanto a la “*contaminación percibida*”, cabe señalar que otro factor que va a influir en la demanda de calidad ambiental (y que, por tanto, puede afectar a la demanda de políticas públicas) es la concienciación medioambiental de los individuos que, a su vez, como señala Vogel (1999, p. 119), es el resultado de la combinación del conocimiento sobre las cuestiones ambientales (tanto derivado de la propia experiencia como de fuentes externas), los valores adquiridos y los afectos emocionales. Todos estos factores influyen en la “contaminación percibida” por las economías domésticas⁹⁵. Cuanto mayor sea la gravedad de la contaminación percibida, mayor será el interés de los individuos por reducirla, independientemente de la clase social a la que pertenezcan. En ausencia de información externa, la contaminación percibida será mayor cuanto más directos y visibles sean los efectos de la contaminación.

⁹⁴ Hay que tener en cuenta que esta adquisición individual de calidad ambiental puede provocar un incremento del deterioro medioambiental general; por ejemplo, la demanda de vivienda en áreas más limpias puede provocar la destrucción de ecosistemas o de espacios naturales para convertirlos en áreas residenciales (Lekakis y Kousis, 2001, *cit.* en Roca, 2003).

⁹⁵ Cabe aquí recordar que una externalidad no es más que el daño “percibido” valorado en términos monetarios. Cuanto mayor sea la conciencia medioambiental, mayor será también el perjuicio percibido.

Por su parte, la información externa estará muy influida por la educación y por la capacidad de los diferentes grupos de presión para transmitir al público “su” información.

♦ *El conflicto entre los diferentes objetivos del gobierno.* Otro aspecto a tener en cuenta en las decisiones del gobierno es el hecho de que la tasa de descuento temporal de los políticos es elevada, puesto que tienen que presentar resultados a corto plazo. Esto es especialmente relevante para aquellas decisiones en las que entran en conflicto el crecimiento económico a corto plazo y la calidad ambiental a largo plazo.

A tenor de lo expuesto, cabe esperar que las decisiones del gobierno en un sistema democrático se inclinen por la aplicación de políticas medioambientales en aquellos aspectos con gran relevancia social, con menores costes en términos de crecimiento económico y con resultados más visibles a corto plazo (Vogel, 1999).

3.3.2.2. Expresión de la demanda de calidad ambiental en el mercado

Los efectos composición y tecnológico intencionados no tienen por qué derivarse únicamente de la arena política. Aunque no exista un mercado para la calidad ambiental, los individuos también pueden expresar su demanda en el mercado a través de la adquisición de otros bienes que cuentan con la calidad ambiental (o con la reducción de la contaminación) entre sus atributos. Este sería el caso de los bienes denominados “verdes” (esto es, bienes que son medioambientalmente menos dañinos). Un aumento de la demanda de bienes “verdes” puede inducir a las empresas a introducir modificaciones en sus procesos productivos para hacerlos menos agresivos con el medio ambiente.

Al igual que sucedía en el canal político, la demanda de calidad ambiental aumentará en el mercado, independientemente del nivel de renta, cuanto mayor sea la concienciación medioambiental que, veíamos, dependía de la “contaminación percibida”, entre otros factores.

En cuanto a la relación entre la demanda de calidad ambiental en el mercado y el nivel de renta, cabría esperar que si la adquisición de calidad ambiental en el mercado

supone un coste de oportunidad en términos de consumo (por ejemplo, porque los productos “verdes” sean más caros que sus sustitutivos), cuanto mayor sea el nivel de renta de los agentes económicos mayor será la demanda de bienes que incluyen entre sus atributos la calidad ambiental.

Ahora bien, la expresión de las preferencias medioambientales en el mercado sigue enfrentándose a dos escollos importantes.

Por un lado, está el problema de la información. Como ya expusimos en el Capítulo 1⁹⁶, recordaba Tietenberg (1997) que, en ausencia de una intervención estatal induciendo a que el mercado ofrezca la información relevante y asegurando su fiabilidad, este no necesariamente proporcionará la cantidad de información adecuada.

Por otro lado, como también expusimos en el Capítulo 1⁹⁷, cuando se trata de bienes públicos se produce lo que Sen denominó la *paradoja del aislamiento* y el argumento de la “seguridad”. Según este, los individuos de un colectivo que desean ser altruistas pueden no actuar como tales en el mercado porque no tienen garantías de que los demás se comporten del mismo modo (y, como consecuencia, el problema quede finalmente sin resolver y hayan sido los únicos que han pagado por ello). En estas circunstancias, parece que los individuos encontrarán más operativo expresar sus preferencias en el “mercado político”.

Los dos problemas mencionados siguen resaltando la importancia de la intervención estatal en la reducción intencionada de la contaminación.

3.3.2.3. Relación entre la Curva de Kuznets y la Curva de Kuznets Ambiental

Uno de los argumentos más utilizados para explicar una posible relación entre la Curva de Kuznets y la CKA se basa precisamente en el papel, ya descrito, de la clase media como elite medioambiental: si en las primeras fases del desarrollo económico comienza aumentando la desigualdad en la distribución de la renta para disminuir en fases más avanzadas, como predecía Kuznets, el predominio de la clase media en es-

⁹⁶ Epígrafe 1.2.1.3.

⁹⁷ Epígrafe 1.2.1.4.

tas últimas conllevaría una mayor demanda de calidad medioambiental en el mercado y una mayor presión por políticas medioambientales más estrictas, lo que se traduciría en una mejora de la calidad ambiental.

Aún teniendo en cuenta las limitaciones de este argumento –derivadas de no considerar algunos factores cuya relevancia se ha valorado en los epígrafes precedentes como son, entre otros, el sistema político vigente o la propia naturaleza del contaminante–, nos interesa profundizar algo más en uno de los supuestos sobre los que se asienta: la consideración de que el medio ambiente es un bien normal. En efecto, las argumentaciones teóricas para explicar el fenómeno de la CKA suelen suponer que la demanda de calidad ambiental aumenta con la renta de las economías domésticas, debiendo así considerarse un bien normal (esto es, un bien cuya elasticidad-renta de la demanda es positiva). Lo que nos interesa plantearnos es si, como se ha sostenido en numerosas ocasiones en la literatura, estamos ante un bien de lujo (esto es, un bien cuya elasticidad-renta de la demanda es mayor que 1).

El supuesto de que la calidad ambiental es un bien de lujo se fundamenta en la observación del hecho de que han sido las sociedades económicamente más desarrolladas las que han adoptado medidas medioambientalmente más estrictas, lo que ha llevado a pensar que los ciudadanos no empiezan a demandar calidad ambiental hasta que han satisfecho sus necesidades básicas.

Con el fin de profundizar algo más en la cuestión, debemos precisar las diferencias existentes entre un bien necesario y un bien de lujo, para lo cual resulta útil comenzar distinguiendo entre bienes esenciales y bienes necesarios. Los bienes necesarios, a diferencia de los bienes de lujo, son bienes con elasticidad-renta de la demanda menor que 1. Un bien se denomina esencial “si se requiere para cualquier nivel positivo de utilidad, o si su utilidad marginal es ilimitada cuando su consumo tiende a cero, o ambas” (Vogel, 1999, p. 76).

Siguiendo a Vogel, un bien esencial puede ser una necesidad o un lujo o ninguno de ellos. Un bien no esencial será un lujo (al menos para un cierto rango de renta). Pone el autor el siguiente ejemplo para establecer claramente esta distinción.

Cabría esperar que una persona gastase sus primeras unidades de renta en alimentos para subsistir y no dividirla entre alimentos y limpiar un lago contaminado. En es-

te caso la comida sería esencial y, si se puede subsistir con el lago contaminado, este sería no esencial. Si se espera a limpiar el lago cuando haya más renta disponible esto será un lujo al menos inicialmente (el gasto de limpiar el lago pasa de cero a un valor positivo). Ahora bien, esta no es la mejor estrategia si el lago es la única fuente de la alimentación. En este caso, al menos un mínimo de calidad ambiental es esencial. Pero ello no implica que la limpieza del lago sea estrictamente un bien necesario. Si es suficiente un mínimo de limpieza en el agua para obtener alimentos pero la gente descubre que puede disfrutar más del lago cuanto más limpio esté y deciden gastar cada vez mayor porcentaje de su presupuesto creciente en seguir limpiando el lago, en este caso, la calidad del medio ambiente será tanto esencial como un lujo.

Atendiendo al ejemplo anterior, resulta difícil mantener el argumento de que el medio ambiente es un bien de lujo tan pronto se considera su complejidad y su multifuncionalidad, dado que algunos de los bienes y servicios prestados por el medio ambiente pueden ser bienes de lujo pero otros no (o bienes de lujo para algunos pero no para otros). Debe tenerse en cuenta que en economías poco desarrolladas una parte importante de la población depende directamente para su subsistencia de los recursos naturales.

Vogel plantea otra posible explicación al hecho de que hayan sido los países económicamente más desarrollados los que han aplicado medidas más estrictas para el control de la contaminación. Según este autor, no son sólo las preferencias y la tecnología las que determinan a partir de qué nivel de renta comienzan a asignarse recursos a la reducción de la contaminación. El otro factor determinante es el nivel de calidad ambiental inicial que proporciona gratuitamente la naturaleza. “Cuanto mayor es la ‘dotación de ausencia de contaminación’, *ceteris paribus*, más tarde se convertirá en eficiente reducir el contaminante considerado. La función de gasto en reducción resultante no empieza en el origen, sino que tiene una abscisa en el origen positiva lo que parece haber dado lugar a la creencia extendida de que la calidad ambiental es un bien de lujo” (Vogel, 1999, p. 82).

En relación con esta cuestión, Vogel (1999, p. 82) sostiene en su trabajo que “la emergencia bastante reciente de las cuestiones medioambientales en las agendas políticas y de la investigación no es necesariamente el resultado de las preferencias de la

gente, sino más bien del deterioro de la calidad ambiental gratuita hasta un punto en el que es crecientemente considerada inaceptable y alarmante para el gran público, dando lugar a una demanda positiva de acciones para reducir la contaminación”.

Por tanto, podemos estar ante dos explicaciones complementarias de las condiciones que podrían darse para que aumente la disposición de los individuos a pagar por la protección medioambiental a medida que se produce el desarrollo económico: la escasez de calidad ambiental y la abundancia de otros bienes. Si a medida que avanza el crecimiento económico la calidad ambiental se convierte en cada vez más escasa y el resto de los bienes en más abundantes, la calidad ambiental se convierte en valiosa en relación con otros bienes y los individuos pueden estar dispuestos a renunciar a parte de su consumo de estos últimos para obtener algo más de calidad ambiental (Vogel, 1999, p. 33).

Ahora bien, reiteramos que todo ello no puede traducirse automáticamente en la idea de que, alcanzado determinado nivel de renta, la calidad ambiental comenzará a mejorar sistemáticamente en todos los países y para todos los contaminantes. Como hemos expuesto en este capítulo, el resultado final estará también determinado por otros factores como la distribución de la renta, las instituciones políticas y sociales, las estrategias de información, los grupos de presión o las características propias de cada contaminante (como, por ejemplo, la distribución temporal y espacial de sus efectos).

Evidentemente, todo lo expuesto sobre la posibilidad de una CKA carece de sentido si el daño causado por la contaminación es irreversible.

3.4. TÉCNICAS DE DESCOMPOSICIÓN EN LOS FACTORES EXPLICATIVOS DE PRIMER NIVEL

Con el fin de detectar las causas que hemos denominado de primer nivel que explican las variaciones de un indicador medioambiental, se han utilizado diferentes técnicas de descomposición a las que ya hicimos alusión en el epígrafe 3.2. Vamos ahora a detenernos algo más en la descripción y clasificación de las mismas.

Las técnicas de descomposición se utilizan para analizar las fuerzas motrices que explican la evolución de un indicador. Podemos distinguir en la literatura cuatro técnicas de descomposición:

- Análisis de descomposición con datos agregados.
- Análisis de descomposición basada en índices (*Index Decomposition Analysis*).
- Análisis de descomposición estructural (*Structural Decomposition Analysis*).
- Análisis de descomposición econométrica.

En rigor, las tres primeras pueden considerarse variantes de una misma técnica cuya racionalidad básica reside en la separación de los diferentes componentes de una identidad con el fin de analizar, desde la estática comparativa, en qué medida la variación de dichos componentes puede haber contribuido al cambio en el indicador seleccionado. Es precisamente a este tipo de técnicas a las que se viene agrupando en la literatura bajo la denominación de *técnicas o análisis de descomposición*.

De ellas, las dos técnicas principales para la descomposición que permiten utilizar datos con desagregación sectorial son el análisis de descomposición con índices (en adelante, ADI) y el análisis de descomposición estructural (en adelante, ADE). Cuando el análisis de descomposición utiliza el modelo y los datos *input-output*, se denomina descomposición estructural o *input-output* (ADE); si usa sólo los datos sectoriales, recibe el nombre de descomposición basada en índices (ADI)⁹⁸. En cuanto a la descomposición con datos agregados, hemos denominado de este modo a aquellos análisis de descomposición que utilizan exclusivamente datos de país (esto es, sin desagregar por sectores)⁹⁹.

Desde una perspectiva medioambiental, estas técnicas de descomposición se han aplicado, fundamentalmente, a contaminantes atmosféricos derivados de la produc-

⁹⁸ En algunos casos se ha denominado análisis basados en números índices (*index number analysis*) o descomposición de la energía (*energy decomposition*) (Hoekstra y van den Bergh, 2003, p. 40).

⁹⁹ Aunque normalmente se consideran como un caso particular de los ADI, hemos optado por presentar estos análisis con datos agregados como un grupo diferenciado precisamente por la diferente dimensión de los datos que se utilizan. En este sentido debemos señalar que también algunos autores estiman que los ADE son una versión “más sofisticada y elaborada” de la formulación del índice de Laspeyres en la metodología ADI (Ang y Zhang, 2000, p. 1160).

ción y el uso de energía (en especial, al CO₂ y al SO₂), a la intensidad energética y al consumo de energía, considerando a este último como un indicador representativo del gran número de contaminantes asociados a los procesos de producción y consumo de energía.

Hasta el momento no nos hemos referido a la que hemos denominado descomposición econométrica. Se trata de un tipo de descomposición con características diferenciadas de las anteriores debido, como su nombre indica, a la utilización de métodos econométricos para la estimación de los diferentes efectos. En las principales revisiones de la literatura sobre descomposición, no se hace ninguna referencia a los estudios de descomposición econométrica, suponemos que a causa precisamente de su diferente naturaleza. Sin embargo, estimamos importante su consideración en este punto ya que los trabajos que se han desarrollado en esta línea se han llevado a cabo, precisamente, como consecuencia de la escasa disponibilidad de datos medioambientales con el elevado nivel de desagregación que requieren los estudios ADI y ADE. Además, las técnicas de descomposición econométrica, a diferencia de las anteriores, ofrecen, como veremos, la posibilidad de incorporar explicaciones de segundo nivel en el análisis.

A continuación, explicaremos los fundamentos de cada uno de los métodos de descomposición mencionados. Ahora bien, prestaremos especial atención a los trabajos que se han llevado a cabo utilizando la descomposición econométrica debido a que es, junto con la descomposición con datos agregados, la técnica que utilizaremos en nuestra investigación (véase Capítulo 6). La razón de que hayamos optado por estas dos técnicas es el hecho, ya mencionado, de que requieren datos con menor desagregación. Además, una causa adicional que justifica nuestra elección de la descomposición econométrica reside en la posibilidad que ofrece de incluir variables explicativas de segundo nivel.

3.4.1. DESCOMPOSICIÓN CON DATOS AGREGADOS

Proops *et al* (1993) descomponen la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ considerando la actividad económica agregada, esto es, sin tener en cuenta los pesos

relativos de los diferentes sectores productivos. Para ello identifican tres variables que influirían en la evolución temporal de las emisiones de CO₂, que son:

- 1) El cociente entre las emisiones de CO₂ (C) y el uso de energía de la economía (E), al que representan por C/E .
- 2) El cociente entre el uso de energía de la economía (E) y el PIB(Y), que representan por E/Y .
- 3) El PIB de la economía (Y).

Estas variables se relacionan en la siguiente identidad¹⁰⁰:

$$C \equiv \left(\frac{C}{E} \right) \left(\frac{E}{Y} \right) Y \quad (3.7)$$

Aplicando logaritmos sobre la identidad (3.7) y diferenciando con respecto al tiempo se obtiene:

$$\frac{\dot{C}}{C} = \frac{(C/E)}{(C/E)} + \frac{(E/Y)}{(E/Y)} + \frac{\dot{Y}}{Y} \quad (3.8)$$

donde la notación con un punto representa la primera derivada con respecto al tiempo:

$$\dot{x} \equiv \frac{dx}{dt} . \quad (3.9)$$

¹⁰⁰ Albrecht *et al* (2001) denominan a la misma identidad pero incorporando la población como identidad Kaya ya que habría sido este autor el que la habría propuesto en Kaya (1990). La identidad Kaya, teniendo en cuenta que P recogería la población, sería:

$$C \equiv \left(\frac{C}{E} \right) \left(\frac{E}{Y} \right) \left(\frac{Y}{P} \right) P$$

La expresión (3.9) está en tiempo continuo, por lo que la aproximan a tiempo discreto por la diferencia, considerando que:

$$\dot{x} \equiv \frac{dx}{dt} \approx \frac{\Delta x}{\Delta t} \quad (3.10)$$

Si se supone que $\Delta t = 1$, entonces:

$$\frac{\dot{x}}{x} \approx \frac{\Delta x}{x} \quad (3.11)$$

Sustituyendo este tipo de expresión en la ecuación (3.8), tenemos que:

$$\frac{\Delta C}{C} \approx \frac{\Delta(C/E)}{(C/E)} + \frac{\Delta(E/Y)}{(E/Y)} + \frac{\Delta Y}{Y} \quad (3.12)$$

Al tratarse de una aproximación discreta, al resultado de ambos miembros no coincide y siempre quedará un resto.

Por tanto, según la ecuación (3.12), la variación de las emisiones de CO₂ estaría influida por las siguientes variables:

- 1) La variación del cociente C/E , *ceteris paribus*. La variación de este cociente estaría recogiendo la modificación de la mezcla de combustibles utilizada, de forma que para proporcionar la misma cantidad de energía se emite una cantidad diferente de CO₂. Otra posibilidad sería que se apliquen tecnologías que reduzcan las emisiones al final del proceso, pero no existe ese tipo de tecnologías en el caso del CO₂.
- 2) La variación del cociente E/Y , *ceteris paribus*, esto es, la modificación de los requerimientos energéticos para producir una unidad de PIB. La variación de la ratio E/Y podría producirse bien porque aumenta la eficiencia en el uso de la energía bien porque se modifica la estructura productiva hacia sectores con requerimientos energéticos menores.

- 3) La variación de Y , *ceteris paribus*, esto es, la variación del Producto Interior Bruto de la economía.

Si tenemos en cuenta los tres efectos mencionados anteriormente (efecto escala, composición y tecnológico) podríamos decir que, tomando el miembro derecho de la ecuación (3.12), el primer término recogería parte del efecto tecnológico; el segundo término recogería el resto del efecto tecnológico (el relacionado con la mejora en la eficiencia en el uso de los recursos) y el efecto composición; el tercer término recogería el efecto escala.

A esta descomposición la hemos denominado descomposición con datos agregados precisamente porque no incorpora información relativa al comportamiento de los diferentes sectores ni tampoco introduce información específica sobre la mezcla de combustibles utilizada, sino que considera la actividad económica como un todo agregado¹⁰¹. Aunque Proops *et al* proponen esta descomposición para el CO₂, podría ser utilizada para cualquier contaminante relacionado con el uso de energía.

¹⁰¹ Debemos señalar que Proops *et al* (1993) incluyen posteriormente en su obra una descomposición algo más completa, considerando los sectores, que la que hemos incluido en el texto, de forma que esta pasa a presentarse como un caso especial de aquella. La descomposición más completa utiliza como herramienta básica la diferencial total en lugar del enfoque de la diferenciación logarítmica.

Por ejemplo, en el caso de una función multiplicativa simple como $x = abc$. Entonces la diferencial total sería $dx = bc.da + ac.db + ab.dc$.

Si lo que se pretende es representar la tasa de variación proporcional de x , entonces se dividen ambos miembros por x ($x = abc$), obteniéndose:

$$\frac{dx}{abc} = \frac{bc.da}{abc} + \frac{ac.db}{abc} + \frac{ab.dc}{abc}$$

Simplificando da:

$$\frac{dx}{x} = \frac{da}{a} + \frac{db}{b} + \frac{dc}{c},$$

que es el mismo resultado obtenido con la diferenciación logarítmica.

La ventaja de la diferencial total es que puede aplicarse a la suma de dos productos, lo que permite tener en cuenta la composición sectorial de la economía.

3.4.2. ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN BASADA EN ÍNDICES (ADI)

Estos métodos comenzaron utilizándose para descomponer el consumo de energía y la intensidad energética pero posteriormente se ha extendido su uso a la descomposición de las emisiones de contaminantes relacionados con la energía (en concreto el CO₂, el SO₂ y los NO_x).

Según Ang y Zhang (2000, p. 1156), los dos métodos ADI más utilizados en la literatura han sido el de Laspeyres y la media aritmética del índice Divisia. Basándonos en Ang y Zhang (2000) y en Ang (1994) presentaremos estos dos métodos para, posteriormente, hacer referencia a otros métodos que permiten superar algunos de los inconvenientes que presentan los dos citados. En Ang y Zhang (2000) y en Ang (1994), se elige como indicador a descomponer la intensidad energética de la industria, y será también el que utilicemos nosotros para presentar estos métodos, ya que supone sólo la descomposición en dos factores mientras que, si descompusiésemos, por ejemplo, las emisiones contaminantes relacionadas con la energía, tendríamos que trabajar con cuatro factores, lo que alargaría, creemos que innecesariamente, la exposición. Aún así, introduciremos alguna referencia a la descomposición de las emisiones de CO₂, simplemente para que se pueda observar que la metodología utilizada es la misma.

Para derivar el método de Laspeyres y el de la media aritmética del índice Divisia (aplicados, como ya hemos mencionado, a la descomposición de la intensidad energética de la industria), se definen las siguientes variables medidas para el año t :

E_t : consumo de energía total de la industria.

$E_{i,t}$: consumo de energía en el sector industrial i .

Y_t : producción total de la industria.

$Y_{i,t}$: producción del sector industrial i .

$S_{i,t}$: participación en la producción industrial del sector i ($= Y_{i,t}/Y_t$).

I_t : intensidad energética agregada ($= E_t/Y_t$).

$I_{i,t}$: intensidad energética del sector i ($= E_{i,t}/Y_{i,t}$).

La intensidad energética agregada se puede expresar como¹⁰²:

$$I_t = \sum_i S_{i,t} I_{i,t} \quad (3.13)$$

La suma se toma sobre todos los sectores industriales (m). En la Ecuación (3.13) la intensidad energética agregada se expresa en términos de la estructura productiva y de las intensidades energéticas sectoriales. Derivando la ecuación (3.13) con respecto al tiempo se obtiene:

$$I'_t = \sum_i I_{i,t} S'_{i,t} + \sum_i I'_{i,t} S_{i,t} \quad (3.14)$$

Siguiendo a Ang y Zhang, si suponemos que la intensidad energética agregada varía desde I_0 en el momento 0 a I_T en el momento T , ese cambio se puede expresar de dos formas: $D_{tot} = I_T/I_0$ y $\Delta I_{tot} = I_T - I_0$. A la primera se le denomina descomposición multiplicativa ya que los impactos estimados del cambio estructural (D_{est}) y de la intensidad sectorial (D_{int}) aparecerán en forma multiplicativa, esto es:

$$D_{tot} = D_{est} D_{int} \quad (3.15)$$

A la segunda forma se le denomina descomposición aditiva, ya que en ella los dos mismos efectos –ahora denominados I_{est} (cambio estructural) e I_{int} (intensidad sectorial)– aparecerán pero en forma aditiva, esto es:

$$\Delta I_{tot} = \Delta I_{est} + \Delta I_{int} \quad (3.16)$$

Por no extendernos excesivamente, presentaremos únicamente las descomposiciones aditivas ya que, según Ang y Zhang (2000, p. 1162), han sido las más utilizadas en la literatura. Remitimos precisamente al artículo citado para obtener las fórmulas para las descomposiciones tanto aditivas como multiplicativas.

¹⁰² En el caso en que en lugar de la intensidad energética agregada de la industria se tratase de descomponer el consumo total de energía de la industria la ecuación (3.13) se sustituiría por $E_t = \sum_i Y_i S_{i,t} I_{i,t}$.

♦ Método del índice de Laspeyres

Este método aísla el impacto de una variable, permitiendo que esta varíe pero manteniendo el resto de las variables en sus valores del año base (Ang y Zhang, 2000, p. 1157).

Si volvemos a la ecuación (3.14), que estaba en tiempo continuo, y la aproximamos a tiempo discreto por la diferencia, manteniendo las variables que no varían en sus valores del año base, obtenemos:

$$I_T - I_0 \approx \sum_i I_{i,0}(S_{i,T} - S_{i,0}) + \sum_i (I_{i,T} - I_{i,0})S_{i,0} \quad (3.17)$$

Tendríamos: $\Delta I_{tot} \approx \Delta I_{est} + \Delta I_{int}$, ya que hemos aproximado por la diferencia.

Los efectos que aparecen en el segundo miembro de la ecuación (3.17) pueden también expresarse como¹⁰³:

$$\Delta I_{est} = \sum_i S_{i,T}I_{i,0} - \sum_i S_{i,0}I_{i,0} \quad (3.18)$$

$$\Delta I_{int} = \sum_i S_{i,0}I_{i,T} - \sum_i S_{i,0}I_{i,0} \quad (3.19)$$

$$\Delta I_{rsd} = \Delta I_{tot} - \Delta I_{est} - \Delta I_{int} \quad (3.20)$$

donde ΔI_{rsd} es el residuo que se ha producido por la aproximación hecha en tiempo discreto.

♦ Método de la media aritmética del índice Divisia

El índice Divisia puede definirse como una media ponderada de tasas de crecimiento en el cual los componentes se ponderan en proporción a su participación en el valor total.

¹⁰³ Las ecuaciones (3.18)-(3.20) están en la forma en la que aparecen en Ang y Zhang (2000). Como estos autores recuerdan, en la descomposición aditiva algunos investigadores utilizan el cambio porcentual, el cual se obtendría dividiendo ambos miembros de las ecuaciones (3.18)-(3.20) por I_0 .

Derivaremos las ecuaciones del método de la media aritmética del índice Divisia siguiendo a Ang (1994).

Integrando la ecuación (3.14) en ambos miembros con respecto al tiempo t , desde el año 0 al año T , Ang (1994) obtiene la siguiente expresión:

$$\Delta I_{tot} = \int \sum_i I_{i,t} S'_{i,t} dt + \int \sum_i I'_{i,t} S_{i,t} dt \quad (3.21)$$

Reformulan la ecuación (3.21) obteniendo la siguiente expresión^{104 105}:

$$\Delta I_{tot} = \int \sum_i \left(\frac{E_{i,t}}{Y_t} \right) \left(\frac{S'_{i,t}}{S_{i,t}} \right) dt + \int \sum_i \left(\frac{E_{i,t}}{Y_t} \right) \left(\frac{I'_{i,t}}{I_{i,t}} \right) dt = \Delta I_{est} + \Delta I_{int} \quad (3.22)$$

El problema de la integral de la ecuación (3.22) es transformado en un problema paramétrico. Para ello, si tenemos en cuenta el primer término del segundo miembro de la ecuación (3.22), bajo las siguientes condiciones:

$$\min \{E_{i,0}/Y_0, E_{i,T}/Y_T\} \leq E_{i,t}/Y_t \leq \max \{E_{i,0}/Y_0, E_{i,T}/Y_T\} \quad (3.23)$$

$$\min \{S_{i,0}, S_{i,T}\} \leq S_{i,t} \leq \max \{S_{i,0}, S_{i,T}\} \quad (3.24)$$

se pueden encontrar un conjunto de parámetros, β_i , que satisfagan la siguiente ecuación (Ang, 1994):

$$\Delta I_{est} = \sum_i \left[\frac{E_{i,0}}{Y_0} + \beta_i \left(\frac{E_{i,T}}{Y_T} - \frac{E_{i,0}}{Y_0} \right) \right] \times \ln \left(\frac{S_{i,T}}{S_{i,0}} \right) \quad (3.25)$$

¹⁰⁴ En realidad, obtiene dos expresiones diferentes para la misma descomposición, que le permitirán deducir dos métodos Divisia paramétricos para la descomposición aditiva. La que presentamos aquí es la correspondiente al método Divisia paramétrico 1 para la descomposición aditiva. La expresión de la que parte el método el método Divisia paramétrico 2 es simplemente la ecuación (3.21) sin reformular. También presenta dos métodos Divisia paramétricos para la descomposición multiplicativa.

¹⁰⁵ Para llegar a la siguiente expresión debe tenerse en cuenta que:

$$I_{i,t} = \frac{E_{i,t}}{Y_{i,t}} = \frac{E_{i,t}}{Y_t} \frac{Y_t}{Y_{i,t}} = \frac{E_{i,t}}{Y_t} \frac{1}{S_{i,t}}.$$

Lo mismo se haría con el segundo término de la ecuación (3.22),

$$\Delta I_{\text{int}} = \sum_i \left[\frac{E_{i,0}}{Y_0} + \tau_i \left(\frac{E_{i,T}}{Y_T} - \frac{E_{i,0}}{Y_0} \right) \right] \times \ln \left(\frac{I_{i,T}}{I_{i,0}} \right) \quad (3.26)$$

donde $0 \leq \beta_i, \tau_i \leq 1$.

Si tomamos $\beta_i = \tau_i = 0.5$, las ecuaciones (3.25) y (3.26) quedarían así:

$$\Delta I_{\text{est}} = \sum_i \left[\frac{\frac{E_{i,T}}{Y_T} + \frac{E_{i,0}}{Y_0}}{2} \right] \times \ln \frac{S_{i,T}}{S_{i,0}} \quad (3.27)$$

$$\Delta I_{\text{int}} = \sum_i \left[\frac{\frac{E_{i,T}}{Y_T} + \frac{E_{i,0}}{Y_0}}{2} \right] \times \ln \left(\frac{I_{i,T}}{I_{i,0}} \right) \quad (3.28)$$

$$\Delta I_{\text{rsd}} = \Delta I_{\text{tot}} - \Delta I_{\text{est}} - \Delta I_{\text{int}} \quad (3.29)$$

Las ecuaciones (3.27) a (3.29) recoge las fórmulas para la media aritmética del índice Divisia en su forma aditiva¹⁰⁶ como aparecen en Ang y Zhang (2000, p. 1159). El término ΔI_{rsd} recoge el residuo resultante de la aproximación discreta efectuada. La expresión incluida entre corchetes en las fórmulas (3.27) y (3.28) actuaría como una ponderación para el sector i en el sumatorio.

¹⁰⁶ Para derivar la forma multiplicativa, se dividiría la ecuación (3.14) entre I_t y se integrarían, al igual que en la forma aditiva, ambos miembros de la ecuación resultante desde el año 0 al año T , obteniéndose

$$\ln(I_T/I_0) = \int_0^T \left(\sum_i I_{i,t} S'_{i,t} / I_t \right) dt + \int_0^T \left(\sum_i I'_{i,t} S_{i,t} / I_t \right) dt$$

Si se define $D_{\text{tot}} = I_T/I_0$, la ecuación anterior podría expresarse como

$$D_{\text{tot}} = \exp \left\{ \int_0^T \left(\sum_i (E_{i,t}/E_t) (S'_{i,t}/S_{i,t}) \right) dt \right\} \times \exp \left\{ \int_0^T \left(\sum_i (E_{i,t}/E_t) (I'_{i,t}/I_{i,t}) \right) dt \right\} = D_{\text{est}} \times D_{\text{int}}$$

En esta última ecuación se puede transformar el problema de la integral en un problema paramétrico del mismo modo que se hizo en el caso aditivo. Ver Ang (1994).

A diferencia de Ang y Zhang (2000)¹⁰⁷, hemos utilizado la vía de los métodos Divisia paramétricos generales para llegar a las ecuaciones (3.27)-(3.29) en la forma expuesta por Ang (1994). Hemos seleccionado esa vía porque los métodos Divisia paramétricos han permitido a Ang (1994) clasificar todos los métodos de descomposición utilizados hasta 1995, tanto los aditivos como los multiplicativos, simplemente variando el valor dado a los parámetros β_i y τ_i . Como señala Ang (1994, p. 165): “Los valores de los parámetros pueden también ser tratados como ponderaciones asignadas a las variables correspondientes en el año 0 y en el año T en la descomposición. Como las ponderaciones pueden ser asignadas en un número infinito de formas, puede haber un número infinito de métodos de descomposición, cada uno correspondiente a un conjunto específico de ponderaciones”. Por ejemplo, si tomamos $\beta_i = \tau_i = 0.5$, se obtienen las fórmulas del método de la media aritmética del índice Divisia, tal y como hemos comprobado para la forma aditiva. Al darle a los parámetros el valor 0.5 se está asignando la misma ponderación (0.5) al año 0 y al año T . Pero si $\beta_i = \tau_i = 0$, entonces estaríamos en el caso de los índices tipo Laspeyres, porque todas las ponderaciones se asignan al año 0¹⁰⁸. A estos dos métodos, Ang (1994) añade en su clasificación el método Divisia de media adaptativa. En este método, el término “adaptativo” indica que los valores de los parámetros no son fijados *a priori* por el investigador sino que están determinados, en el caso de la intensidad energética, por el consumo de energía y los niveles de producción industrial en los años 0 y T (Ang, 1994, p. 166). Los métodos mencionados pueden aplicarse para efectuar la descomposición entre dos años dados, pero también pueden aplicarse a una serie temporal de forma que la descomposición se efectuaría entre los años t y $t+1$, variando t desde 1 hasta N . Se obtendrían así $(N-1)$ conjuntos de descomposición con los cuales se utilizarían para calcular el efecto total acumulado (Ang, 1994, p. 168).

Ahora bien, todos los métodos utilizados hasta 1995 y clasificados por Ang (1994) tienen un importante inconveniente y es el hecho de que todos ellos dejan un residuo

¹⁰⁷ Estos autores utilizan el teorema de la tasa de crecimiento instantánea y la aproximación discreta basada en la llamada fórmula de Törnqvist para llegar a las mismas ecuaciones.

¹⁰⁸ Las ecuaciones que hemos presentado para la descomposición del índice de Laspeyres, ecuaciones (3.18) y (3.19), se obtendrían exactamente por el método Divisia paramétrico 2 para el caso aditivo recogido en Ang (1994) al dar un valor 0 a los parámetros. Como ya señalamos anteriormente, aquí sólo hemos considerado el método Divisia paramétrico 1.

en la descomposición. A esto hay que añadir, en el caso de las fórmulas que incluyen logaritmos, el problema del valor cero, esto es, los problemas que aparecen cuando en el conjunto de datos aparecen valores 0.

Como recogen Ang y Zhang (2000, p. 1163), después de 1995 se han propuesto métodos más precisos que han resuelto los problemas anteriormente mencionados y que serían: el método Divisia de la media logarítmica y el método del índice de Laspeyres perfeccionado. Hay que señalar que estos nuevos métodos no pueden integrarse en el marco general de los métodos Divisia paramétricos que permitió a Ang (1994) clasificar los métodos utilizados hasta 1995.

♦ Método Divisia de la media logarítmica

Este método da lugar a una descomposición perfecta, en el sentido de que no deja ningún residuo, pero sigue teniendo el problema del valor cero, aunque podría resolverse sustituyendo los valores cero por números positivos pequeños (Ang y Zhang, 2000, p. 1164). Este método pondera utilizando la media logarítmica en lugar de la media aritmética, esto es, la media aritmética que aparece entre corchetes en las ecuaciones (3.27) y (3.28) se sustituye por la media logarítmica. Se aplica tanto a la forma aditiva como a la multiplicativa. Siguiendo a Ang y Zhang (2000, p. 1163), la media logarítmica de dos números positivos x e y se define como:

$$L(x,y) = (y-x)/\ln(y/x) \quad (3.30)$$

Aplicando la media logarítmica, las ecuaciones (3.27) y (3.28) se sustituirían por:

$$\Delta I_{est} = \sum_i L\left(\frac{E_{i,T}}{Y_T}, \frac{E_{i,0}}{Y_0}\right) \ln\left(\frac{S_{i,T}}{S_{i,0}}\right) \quad (3.31)$$

$$\Delta I_{int} = \sum_i L\left(\frac{E_{i,T}}{Y_T}, \frac{E_{i,0}}{Y_0}\right) \ln\left(\frac{I_{i,T}}{I_{i,0}}\right) \quad (3.32)$$

♦ Método del índice de Laspeyres perfeccionado

En el caso de los métodos basados en el índice de Laspeyres no existe el problema del valor cero, pero como indican Ang y Zhang (2000, p. 1164) dejan grandes residuos tras la descomposición. Para tratar esos residuos, Sun (1998) propuso el que se ha denominado el método del índice de Laspeyres perfeccionado, en el cual los residuos (interacciones) se distribuyen igualmente entre los diferentes efectos (efecto estructura y efecto intensidad) de la descomposición. Este método sólo puede aplicarse a la forma aditiva. Siguiendo este método, las ecuaciones (3.18) y (3.19) del método del índice de Laspeyres se sustituirían por (Ang y Zhang, 2000, p. 1165)¹⁰⁹:

$$\Delta I_{est} = \sum_i (S_{i,T} - S_{i,0}) I_{i,0} + \frac{1}{2} \sum_i (S_{i,T} - S_{i,0}) (I_{i,T} - I_{i,0}) \quad (3.33)$$

$$\Delta I_{int} = \sum_i (I_{i,T} - I_{i,0}) S_{i,0} + \frac{1}{2} \sum_i (S_{i,T} - S_{i,0}) (I_{i,T} - I_{i,0}) \quad (3.34)$$

siendo $\sum_i (S_{i,T} - S_{i,0}) (I_{i,T} - I_{i,0})$, el residuo de la descomposición.

Aplicando los diferentes métodos expuestos, Ang y Zhang (2000, p. 1165) llegan a la conclusión de que los residuos obtenidos con el método de Laspeyres básico distan mucho de aproximarse a los valores ideales (1 en el caso multiplicativo, 0 en el caso aditivo) mientras que los del método Divisia de la media aritmética se aproximan mucho a esos valores ideales. Los dos métodos Divisia (media aritmética y media logarítmica) ofrecerían resultados similares cuando los cambios en las varia-

¹⁰⁹ Siguiendo a Sun (1998), si asumimos que $V = x y$, el cambio en V entre los periodos 0 y t puede calcularse como:

$$\Delta V = V^t - V^0 = x^t y^t - x^0 y^0 = (x^t - x^0) y^0 + (y^t - y^0) x^0 + (x^t - x^0) (y^t - y^0) = y^0 \Delta x + x^0 \Delta y + \Delta x \Delta y$$

Ese producto final de incrementos es el residuo de la descomposición que aparece distribuido entre los efectos estructura e intensidad sectorial en las ecuaciones (3.33) y (3.34). Siguiendo a Sun (1998), la distribución del residuo entre los dos efectos se basa en el principio de “conjuntamente creado e igualmente distribuido” (p. 88). La idea básica es que ese residuo puede ser atribuido tanto a x como a y , ya que depende de los cambios en ambas variables y si sólo uno de esos cambios es cero el otro efecto desaparece; por tanto, “cuando no haya razón para asumir lo contrario, será dividido igualmente entre la contribución de x y la contribución de y ” (Sun, 1998, p. 89).

bles entre el año 0 y el año T no son muy importantes. En el caso de que esto no suceda, el método Divisia de la media aritmética en su forma aditiva presenta residuos importantes.

La revisión de la literatura realizada por Ang y Zhang (2000) recoge las cuestiones más relevantes relacionadas con la selección y clasificación de los métodos ADI. Aunque la comparación entre métodos ADI de Ang y Zhang (2000) es más completa, también se pueden encontrar comparaciones entre métodos en el trabajo ya citado de Ang (1994) y en el de Greening *et al* (1997).

Como ya señalamos, hemos utilizado la intensidad energética agregada como indicador para exponer los métodos ADI. Desde una perspectiva medioambiental, el consumo de energía y la intensidad energética se han considerado indicadores representativos de los muchos contaminantes asociados a la producción y consumo de energía. Pero también es conveniente llevar a cabo descomposiciones específicas para cada uno de esos contaminantes. Como ejemplo, para una descomposición completa de la intensidad de las emisiones de CO₂, esto es, CO₂/PIB, se definirían las siguientes variables (anuales) (Ang y Pandiyan, 1997):

E_i : consumo de energía en el sector i .

E_{ij} : consumo del combustible j en el sector i .

e_{ij} : proporción (*share*) del consumo del combustible j en el sector i .

Y : producción total.

Y_i : producción del sector i .

y_i : proporción (*share*) en la producción del sector i (Y_i/Y).

I_i : intensidad energética del sector i (E_i/Y_i).

C : emisiones totales de CO₂ derivadas del consumo de energía.

C_{ij} : emisiones de CO₂ derivadas del consumo del combustible j en el sector i .

w_{ij} : proporción (*share*) sobre el total de las emisiones de CO₂ de las emisiones derivadas del consumo del combustible j en el sector i (C_{ij}/C).

- U_{ij} : coeficiente de emisiones de CO₂ medio del combustible j en el sector i , dado por las emisiones por unidad de uso de energía (C_{ij}/E_{ij}).
- Z : intensidad agregada de CO₂ (C/Y).

La intensidad de las emisiones de CO₂ podría expresarse como:

$$Z = \frac{C}{Y} = \sum_i \sum_j \frac{C_{ij}}{E_{ij}} \frac{E_{ij}}{E_i} \frac{E_i}{Y_i} \frac{Y_i}{Y} = \sum_i \sum_j U_{ij} e_{ij} I_i y_i \quad (3.35)$$

La expresión obtenida en la ecuación (3.35) sustituiría a la ecuación (3.13) en el caso de la descomposición de la intensidad del CO₂.

Derivando la ecuación (3.35) con respecto al tiempo se obtiene:

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z}{\partial t} = & \sum_i \sum_j \frac{\partial U_{ij}}{\partial t} e_{ij} I_i y_i + \sum_i \sum_j U_{ij} \frac{\partial e_{ij}}{\partial t} I_i y_i + \sum_i \sum_j U_{ij} e_{ij} \frac{\partial I_i}{\partial t} y_i \\ & + \sum_i \sum_j U_{ij} e_{ij} I_i \frac{\partial y_i}{\partial t} \end{aligned} \quad (3.36)$$

La ecuación (3.36) sustituiría a la ecuación (3.14) en la descomposición de la intensidad del CO₂. El segundo miembro de la ecuación (3.36) recoge los cuatro efectos en los que se puede descomponer la intensidad del CO₂ (C/Y), o de otro tipo de emisiones derivadas del uso de energía, que son, por orden: el efecto coeficientes de emisión, el efecto combinación de combustibles (*fuel mix*), el efecto intensidad energética y el efecto estructura (*output mix*).

Siguiendo a Ang y Pandiyan (1997, p. 366), el efecto coeficientes de emisión daría el efecto ponderado de los cambios asociados con los coeficientes de emisiones de CO₂ de las fuentes generadoras de energía. Normalmente los coeficientes de emisiones de CO₂ de los combustibles se consideran constantes¹¹⁰ pero no en el caso de la

¹¹⁰ Al considerarlos constantes se está excluyendo la posibilidad de que se hayan aplicado tecnologías reductoras al final del proceso que conduzcan a que se emitan menos contaminantes por unidad de combustible. Esto puede ser válido para las emisiones de CO₂, ya que no existen tecnologías reductoras al final del proceso, pero puede ser restrictivo para otros tipos de contaminantes para los que sí existan esas tecnologías.

electricidad, ya que su coeficiente de emisiones dependerá a su vez de la combinación de combustibles que se han utilizado para generarla. Por lo tanto, el efecto coeficientes de emisión recogería básicamente los cambios en el coeficiente de emisión de la electricidad. El efecto combinación de combustibles sería el efecto neto ponderado de los cambios en la participación sectorial de los combustibles. El efecto intensidad energética mediría el efecto ponderado de los cambios en las intensidades energéticas sectoriales. El efecto estructura daría el efecto neto ponderado de cambios en la estructura productiva.

A partir de la ecuación (3.36) se desarrollaría el procedimiento de descomposición basado en índices como ya se ha descrito para la intensidad energética.

3.4.3. ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN ESTRUCTURAL (ADE)

Como recogen Rose y Casler (1996), Rose y Chen definieron el ADE como “el análisis del cambio económico por medio de un conjunto de cambios estáticos comparativos en parámetros clave en una tabla *input-output*” (Rose y Chen, 1991, p. 3).

Según Rose y Casler, la racionalidad básica del ADE es partir una identidad en sus componentes. Esta división puede ser tan simple como la forma básica en tres partes o tan compleja como se desee. Para estos autores, las razones que pueden explicar la popularidad de esta metodología son:

- Esta metodología supera muchos de los rasgos estáticos de los modelos *input-output* y permite examinar cambios en el tiempo en los coeficientes técnicos y en la participación sectorial. Aunque se ha utilizado fundamentalmente para el análisis histórico, esta técnica puede ser también utilizada como herramienta de predicción. También permite al analista examinar las respuestas a los cambios en los precios, los cuales están únicamente implícitos incluso en las tablas *input-output* basadas en valores.
- Otra razón es que es una alternativa pragmática a la estimación econométrica. Para analizar las mismas cuestiones, los estudios econométricos requieren series temporales de quince años o más y no sólo para los *output* y los factores primarios de

producción, sino también para los *inputs* intermedios. Los ADE sólo requieren dos tablas *input-output* : una para el año inicial y otra para el final.

- Otra razón adicional es que permite considerar todos los *inputs* utilizados en la producción, incluidos los intermedios. Esto es especialmente interesante para los estudios relacionados con el medio ambiente y los recursos naturales, ya que permite analizar las causas de la contaminación y el agotamiento de los recursos.

Hoekstra y van den Bergh (2002), llevan a cabo una revisión de la literatura sobre la aplicación de los ADE a los flujos físicos en una economía (por ejemplo, emisiones). Estos autores consideran que el marco *input-output* es adecuado para el análisis medioambiental porque es capaz de integrar datos sobre la estructura económica y datos sobre los flujos físicos. Señalan dos métodos del análisis *input-output* que permiten combinar datos monetarios y físicos y que son relevantes para los ADE. Esos dos métodos son:

- El análisis *input-output* que utiliza el método de las “unidades híbridas”. Este método permite utilizar unidades diferentes en diferentes filas de la tabla *input-output* (por ejemplo, sustituir las unidades monetarias en los sectores productores de energía primaria por las emisiones de CO₂ correspondientes en términos físicos). De esta forma, los datos de la tabla *input-output* monetaria y de la tabla *input-output* física pueden ser integrados en una tabla *input-output* de unidades híbridas.
- El análisis *input-output* que utiliza el método del factor intensidad. En este método al modelo *input-output* monetario se asocia (multiplicando) un vector de la intensidad material por unidad de *output* (o valor añadido) en cada sector. Este método requiere menos datos que el anterior. Según Miller y Blair (1985), como recogen Hoekstra y van den Bergh (2002), este método es equivalente al de las unidades híbridas sólo si los precios de los productos son uniformes para todas las industrias y consumidores finales. Si los precios no son uniformes, el método de las unidades híbridas es superior. Esto es así porque si, por ejemplo, el precio del combustible varía entre sectores, una unidad monetaria de combustible adquirida por diferentes sectores puede dar lugar a diferentes cantidades de combustible y

también a diferentes emisiones, por lo que no se obtendría la variación correcta en las emisiones. Esto no sucede en el método de las unidades híbridas.

Siguiendo a Hoekstra y van den Bergh (2002), el modelo *input-output* es el siguiente:

$$x = L \cdot y \quad (3.37)$$

donde $L = (I - A)^{-1}$ es la matriz inversa de Leontief e y es el vector de la demanda final. Esta ecuación se puede descomponer en dos efectos: “el efecto coeficientes *input-output*”, el cual se produce por los cambios en la estructura de los *inputs* intermedios, y en “el efecto demanda final”, que recoge los cambios en y :

$$\Delta x = \Delta L \cdot y + L \cdot \Delta y \quad (3.38)$$

Estos dos efectos pueden a su vez ser descompuestos. Por un lado, los coeficientes *input-output* pueden descomponerse¹¹¹ en los cambios debidos a la sustitución técnica de *inputs* (cambios entre *inputs*) y en los cambios en la productividad (cambios en la eficiencia con la que se usa un *input*). Por otro lado, la demanda final puede descomponerse¹¹² en varios efectos: el efecto de la participación del producto (cambios en la

¹¹¹ Siguiendo a Hoekstra y van den Bergh (2002), la descomposición de los coeficientes *input-output* puede ser:

- Aditiva: $\Delta L = (I - \Delta A)^{-1}$.
- Multiplicativa: $\Delta L = L \cdot \Delta A \cdot L$.

El siguiente paso en la descomposición será descomponer los cambios en la matriz de coeficientes (A) en los cambios subyacentes en la estructura de los *inputs*. Para ello existen dos vías:

- Dividir la matriz en sus coeficientes individuales: $\Delta A = \Delta A_{11} + \Delta A_{12} + \dots + \Delta A_{ij} + \dots + \Delta A_{nm}$
- Utilizar un método basado en el enfoque “RAS”: $\Delta A = \Delta r \cdot A^{t-1} \cdot s + r \cdot A^{t-1} \cdot \Delta s + \varepsilon$, donde r y s son los multiplicadores RAS.

¹¹² La demanda final puede descomponerse en (Hoekstra y van den Bergh, 2002):

$$\Delta Y = \Delta B \cdot c \cdot f + B \cdot \Delta c \cdot f + B \cdot c \cdot \Delta f,$$

donde, B es una matriz cuyos elementos son iguales a los elementos de la matriz de la demanda final divididos por su correspondiente columna de sumas; los coeficientes c indican la participación de cada categoría de la demanda final en el total de la demanda final; el escalar f representa la demanda final total.

participación de los n productos consumidos); el efecto categoría (cambios entre las p categorías de la demanda final) y el efecto del nivel de demanda final (el efecto del crecimiento en el total de la demanda final). Si hay suficiente información disponible, la descomposición de la demanda final es capaz de determinar el impacto sobre los indicadores medioambientales de los cambios en el consumo interior o de los cambios en las transacciones con el exterior.

Tomando la descomposición expuesta como referencia, la descomposición del modelo de unidades híbridas sería idéntica a la de la ecuación (3.38) excepto en que las variables estarían en unidades híbridas.

En el caso del método del factor intensidad, habría que calcular el flujo físico total m :

$$m = i \cdot L \cdot y, \quad (3.39)$$

donde i recogería la intensidad (uso físico por unidad de *output*) para cada sector.

La descomposición de la ecuación (3.39) daría lugar a la siguiente expresión:

$$\Delta m = \Delta i \cdot L \cdot y + i \cdot \Delta L \cdot y + i \cdot L \cdot \Delta y, \quad (3.40)$$

donde el segundo y tercer término serían los efectos de los coeficientes *input-output* y de la demanda final y el primer término sería el efecto intensidad, que recogería la influencia de los cambios en los flujos físicos por unidad de *output* (el *output* en términos monetarios).

También en los ADE será necesario elegir un índice para efectuar la descomposición ya que cada uno de los índices produce resultados y residuos diferentes. Hasta ahora no se han alcanzado resultados concluyentes sobre cuál es el índice más adecuado (Hoekstra y van den Bergh, 2002, p. 367).

Hoekstra y van den Bergh (2003) realizan un análisis comparativo entre los métodos ADE y los ADI. La ventaja principal de los segundos es que requieren menos datos que los primeros. Sin embargo, los ADE permiten una descomposición más detallada, en la que se incluyen un conjunto de efectos tecnológicos y de la demanda final

que no se pueden obtener con los ADI. Además, los ADE permiten captar los efectos indirectos de la demanda.

Hoekstra y van den Bergh (2003, p. 41) señalan los diferentes efectos que se pueden captar con cada uno de los dos métodos:

- Efecto producción (ADE y ADI), mide el efecto del cambio en el *output* total sobre el indicador.
- Efecto estructura (sólo ADI), recogería el efecto de un cambio en la participación de los sectores productivos en la economía.
- Efecto Leontief (sólo ADE), valora los efectos de los cambios en la matriz inversa de Leontief y se puede interpretar como un efecto tecnológico de los cambios en la estructura de los *inputs* intermedios.
- Efecto intensidad (ADE y ADI), estima los cambios en el uso del indicador en cada sector por unidad de *output*.
- Efecto demanda final (sólo ADE), mide el efecto de los cambios en la demanda final de los productos de cada sector.

Por lo tanto, cada método permite estimar unos efectos diferentes pero el análisis ADE permite un estudio más detallado de los efectos demanda y tecnológicos.

3.4.4. ANÁLISIS DE DESCOMPOSICIÓN ECONOMÉTRICOS

La necesidad de disponer de datos con un elevado grado de desagregación para llevar a cabo tanto los ADE como los ADI, datos que no están disponibles para muchos países ni para la mayoría de los contaminantes, ha llevado a algunos autores a buscar en los modelos econométricos una vía para efectuar la descomposición de las emisiones en sus factores determinantes. Procedemos a exponer los principales trabajos que se han desarrollado en esta línea.

Panayotou (1997) presenta un modelo para la descomposición econométrica, en el cual introduce los siguientes efectos: la escala de la actividad económica (efecto esca-

la), representada por el PIB por unidad de área; la composición de la actividad económica (efecto composición), representada por la participación de la industria en el PIB; y las actuaciones para reducir las emisiones, representadas por el PIB per cápita, el cual determinaría tanto la demanda como la oferta de calidad medioambiental (habría más recursos para dirigir a la protección ambiental).

Considerando estas variables, estima el siguiente modelo:

$$\begin{aligned}
 X_{it} = & \beta_0 + \beta_Q Q_{it} + \beta_{QQ} Q_{it}^2 + \beta_{QQQ} Q_{it}^3 + \beta_S S_{it} + \beta_{SS} S_{it}^2 + \beta_{SSS} S_{it}^3 \\
 & + \beta_Y Y_{it} + \beta_{YY} Y_{it}^2 + \beta_{YYY} Y_{it}^3 + \beta_D D_{it} + \beta_{DD} D_{it}^2 + \beta_{DDD} D_{it}^3 \\
 & + \beta_G G_{it} + \beta_{GQ} G_{it} Q_{it} + \beta_{GS} G_{it} S_{it} + \beta_{GY} G_{it} Y_{it} \\
 & + \beta_P P_{it} + \beta_{PQ} P_{it} Q_{it} + \beta_{PS} P_{it} S_{it} + \beta_{PY} P_{it} Y_{it} + \beta_t t + \varepsilon_{it},
 \end{aligned} \tag{3.41}$$

donde X es el nivel de SO_2 en el ambiente (la mediana de las concentraciones de SO_2 del país); Y es el PIB per cápita; D es la densidad de población; $G = 100 + g$, donde g es la tasa anual de crecimiento del PIB per cápita; P es una variable de política; Q se define como el PIB por kilómetro cuadrado; S es la participación de la industria en el PIB; t es una tendencia temporal; ε es la perturbación aleatoria; i y t son los subíndices de país y año respectivamente; los β son los parámetros que hay que estimar.

Panayotou espera que la escala de la economía y la participación de la industria entren con signo positivo (al aumentar estas variables aumentaría el SO_2 en el ambiente, *ceteris paribus*) y espera que el PIB per cápita entre con signo negativo ya que, una vez controlados el efecto escala y el efecto composición, una mayor prosperidad económica supondría mayor demanda y oferta de calidad medioambiental.

El signo esperado para la densidad de población es ambiguo. Por un lado, más población por kilómetro cuadrado puede aumentar las emisiones por el uso de combustibles fósiles para la cocina y la calefacción que no estarían completamente recogidos en la escala de la actividad económica formal. Por otro lado, es posible que los países más densamente poblados estén también más preocupados por reducir las emisiones para cualquier nivel de renta.

La tasa de crecimiento se incluye para detectar la influencia de la rapidez del proceso de crecimiento y los niveles ambientales de contaminación. Se espera que una tasa de crecimiento más rápida aumente algo la contaminación por la expansión de la escala de la actividad económica y mejore algo la calidad medioambiental por el aumento del ingreso per cápita.

La variable política capturaría la política determinada exógenamente, ya que la renta per cápita recogería el gasto y las regulaciones medioambientales inducidos por la renta (política endógenamente determinada). La variable política es una *proxy* de la calidad de las instituciones y, para ello, seleccionan el respeto y cumplimiento de los contratos. El signo esperado para la variable política sería negativo ya que mejores políticas deberían reducir la contaminación.

La tendencia temporal capturaría cambios exógenos en la tecnología o en las preferencias medioambientales no relacionados con las otras variables incluidas y que están relacionados con el tiempo.

Los resultados de la estimación del modelo (3.41), son los siguientes:

- El efecto escala tiene el signo esperado, aunque incrementa las concentraciones de SO_2 a una tasa decreciente.
- La participación de la industria también tiene los signos esperados, aunque el término simple de esta variable sólo es significativo cuando interacciona con el PIB per cápita, lo que puede indicar que las medidas para la reducción de emisiones inducidas por la renta son mayores cuanto mayor es el peso de la industria en el PIB. Esto podría deberse a que las fuentes contaminantes son más visibles y hay más oportunidades de controlarlos.
- La renta per cápita, que captaría las medidas para reducir la contaminación inducidas por la renta, tiene el signo esperado (negativo) hasta los 13.000 US\$. A partir de ahí la relación se torna positiva, aunque el autor indica que las pocas observaciones que hay a partir de 13.000 US\$ arrojan incertidumbre sobre la significatividad del resultado.
- La relación entre las concentraciones de SO_2 y la densidad de población tendría forma de U. A medida que aumenta la densidad de población aumentarían las pre-

siones para reducir la contaminación, pero cuando la densidad comienza a ser elevada, las presiones para reducir la contaminación se ven compensadas por el incremento del consumo de combustibles para la cocina y la calefacción.

- El crecimiento económico y las variables políticas presentan los signos correctos, pero su influencia se produce a través del término multiplicativo de estas variables con el PIB per cápita. En el caso del crecimiento económico, esto implicaría que cuanto mayores son las tasas de crecimiento económico menores son las mejoras en la calidad ambiental cuando aumenta el ingreso per cápita, *ceteris paribus*. Entre las razones que podrían explicar esto estaría que cuando el crecimiento económico es más rápido se asigna proporcionalmente menos renta al gasto medioambiental que cuando es más lento. También puede atribuirse a que la demanda de calidad medioambiental va por detrás de los cambios provocados por el rápido crecimiento económico. Otra razón sería que las regulaciones medioambientales pueden ser menos efectivas cuando el crecimiento económico es muy rápido. En cualquier caso, este efecto sería bastante pequeño. Por el contrario, el efecto de mejores políticas o instituciones sobre la mejora medioambiental inducida por la renta es muy elevado.

Como conclusión final del trabajo de Panayotou debe resaltarse el importante papel que pueden desempeñar las políticas medioambientales en la tarea de armonizar el crecimiento económico y la calidad medioambiental.

De Bruyn *et al* (1998) utilizan un modelo econométrico para la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones en cuatro países, considerados individualmente; concretamente, la descomposición se realiza para tres contaminantes (CO₂, NO_x y SO₂) en Holanda, Alemania Occidental, el Reino Unido y Estados Unidos para intervalos de tiempo entre 1960 y 1993.

Parten de que las emisiones (E) de un país j en un año t pueden expresarse como el producto de la renta (Y) y de la intensidad de las emisiones ($U=E/Y$):

$$E_{j,t} = Y_{j,t} U_{j,t} \quad (3.42)$$

La ecuación (3.42) puede expresarse en tasas de crecimiento del siguiente modo:

$$\ln\left(\frac{E_{j,t}}{E_{j,t-1}}\right) = \ln\left(\frac{Y_{j,t}}{Y_{j,t-1}}\right) + \ln\left(\frac{U_{j,t}}{U_{j,t-1}}\right) \quad (3.43)$$

Los cambios en U_j reflejarían cambios en la composición de las actividades económicas, en las tecnologías y en los procesos de sustitución de energía y materiales.

Las reducciones en la intensidad de las emisiones pueden estar explicadas por:

- Las “mejoras tecnológicas exógenas”, lo que puede recogerse haciendo U una función del tiempo.
- Los aumentos en los niveles de renta, debido a la I+D y al aumento del peso del sector servicios en el total de la producción. Esto puede modelizarse haciendo U una función del nivel de renta.
- Los aumentos de los precios de los materiales y la energía que conduzcan a un uso más racional de los recursos.

La inclusión de estos argumentos en la ecuación (3.43) les permite presentar el siguiente modelo:

$$\ln\left(\frac{E_{j,t}}{E_{j,t-1}}\right) = \beta_{0,j} \ln\left(\frac{Y_{j,t}}{Y_{j,t-1}}\right) + \beta_{1,j} + \beta_{2,j} \ln Y_{j,t-1} + \beta_{3,j} \ln\left(\frac{P_{j,t}}{P_{j,t-1}}\right) + e_t \quad (3.44)$$

donde P es el precio de los *inputs*, que en el estudio al que nos estamos refiriendo es un índice de los precios de la energía.

La ecuación (3.44) está en una forma reducida puesto que los impactos del efecto tecnológico, del efecto estructura y de las políticas medioambientales deberían ser captados por coeficientes β_1 , β_2 y β_3 . Estos coeficientes recogerían, por tanto, el “efecto intensidad de uso”. De esta forma, los parámetros de la ecuación (3.44) podrían interpretarse del siguiente modo:

- Si β_1 es significativamente menor que cero, las disminuciones en las emisiones debidas a los cambios tecnológicos y estructurales son constantes a lo largo del periodo considerado y se considerarían “cambios tecnológicos exógenos”.
- Si β_2 es significativamente menor que cero, las reducciones en la intensidad de uso dependerían del nivel de renta, lo que podría considerarse indicativo de procesos de cambio estructural y de esfuerzos en la I+D que estarían aumentando con la renta.
- Si β_3 es significativamente menor que cero, los precios de la energía estarían explicando la disminución en la intensidad de uso.
- β_0 recogería la influencia del crecimiento económico. Si $\beta_0 > 0$, el crecimiento económico tendría una influencia directa positiva sobre las emisiones. Si el crecimiento económico promueve directamente políticas medioambientales más restrictivas, se esperaría que β_0 fuese negativo. Si el crecimiento económico promueve la aplicación de políticas medioambientales con un retardo temporal, esto se reflejará en un valor negativo para el parámetro β_2 lo que indica que mayores rentas van acompañadas por mejoras en la calidad medioambiental.

Estos autores estiman el modelo de la ecuación (3.44) pero también ejecutan dos regresiones adicionales considerando en ellas $\beta_1=0$ y $\beta_2=0$, respectivamente. De esas tres regresiones seleccionan la que mejor ajusta en cada uno de los casos.

Entre las conclusiones de esta descomposición se pueden destacar:

- El efecto del crecimiento económico (β_0) sobre las emisiones es positivo y significativo en todos los casos, excepto en las emisiones de SO_2 en Holanda.
- El efecto crecimiento económico es contrarrestado, en algunos casos incluso completamente, por el “efecto intensidad de uso” que tiene signo negativo en todos los casos, aunque en cuatro de ellos los “efectos intensidad de uso” no son significativos o no son captados adecuadamente por el modelo. Si las reducciones en la intensidad de uso son constantes a lo largo del tiempo ($\beta_1 < 0$) o si dependen de la renta ($\beta_2 < 0$) no queda claro. En cinco de los 12 casos el “efecto intensidad de uso”

se explica mejor por una variación constante en el tiempo. En seis casos es la renta la que explica mejor ese efecto. Sólo en el caso de las emisiones de NO_x en Alemania Occidental se incluyeron ambas variables en la regresión. Los precios de la energía (β_3), resultaron ser no significativos en la mayoría de los casos.

Stern (2002) propone un modelo econométrico para la descomposición, que aplica a las emisiones per cápita de azufre. Según este autor el modelo econométrico, a diferencia de los ADI, le permite recoger los rasgos comunes que comparten los países a medida que avanzan en el proceso de desarrollo económico y no únicamente la experiencia individual de cada país (p. 204).

Stern explica la evolución de las emisiones per cápita en función de las cuatro variables siguientes (*proximate variables*):

- La escala de la producción (efecto escala). Suponiendo constantes los restantes efectos, un aumento de un 1% en la producción debe dar lugar a un aumento de un 1% en las emisiones.
- Los cambios en la estructura económica (efecto estructura o *output mix*), ya que las diferentes industrias tienen diferentes intensidades de contaminación.
- Los cambios en la combinación de *inputs* (*input mix*), ya que pueden sustituirse *inputs* medioambientalmente menos dañinos por otros más dañinos y viceversa. En la medida en que el resto de los efectos permanece constante, este efecto sería equivalente a desplazarse a lo largo de la isocuanta en la función de producción neoclásica.
- Las mejoras en el estado de la tecnología (efecto tecnológico) que incluirían cambios en la eficiencia en la producción, en el sentido de utilizar menos (*ceteris paribus*) *inputs* contaminantes por unidad de *output*, y cambios en los procesos, de forma que se emite menos contaminantes por unidad de *input*¹¹³.

¹¹³ Si tomamos como referencia la ecuación (3.36), el efecto tecnológico de Stern tendría relación con el efecto intensidad energética y el efecto coeficientes de emisión, ya que la intensidad energética (E_i/Y_i) recoge la relación entre los *inputs* contaminantes (energía) y el *output*, mientras que los coeficientes de emisión (C_{ij}/E_{ij}) recogen las emisiones producidas por cada *input*.

Resalta Stern (p. 42) la necesidad de diferenciar entre el efecto de un cambio en las emisiones por unidad de *output* en una determinada industria y los cambios en la composición del *output* que reducen las emisiones. Considera esa diferenciación importante porque una disminución de las emisiones por cambios en la composición del *output* podría estar producida por un efecto desplazamiento, de forma que aunque disminuyesen las emisiones en ese país no sucedería lo mismo con las emisiones mundiales. Por el contrario, si lo que disminuyen son las emisiones por unidad de *output* en una determinada industria esto supone, *ceteris paribus*, también una disminución en las emisiones globales.

Para llegar al modelo econométrico de descomposición, se parte de la siguiente función:

$$S_{it} = f_i(y_{it}, x_{it}, A_{it}), \quad (3.45)$$

donde y_{it} es un vector de J *outputs* j en el país i en el año t , x es un vector de K *inputs* k , S son las emisiones totales de azufre, y A representaría el estado de la tecnología. Stern (p. 42) señala que este índice tecnológico no el índice convencional de la productividad total de los factores (*total factor productivity*, TFP) sino que es un índice de los cambios en las emisiones de azufre manteniendo la TFP convencional y el resto de las variables explicativas constantes.

Stern considera que la función (3.45) es homogénea de grado uno en los *inputs* y homogénea de grado cero en los *outputs*. Según Stern (1999), estos supuestos son razonables, ya que un aumento proporcional de todos los *inputs* manteniendo el *output* y su composición constantes aumenta las emisiones en el mismo porcentaje mientras que un aumento en el *output* manteniendo los *inputs* y la estructura productiva constantes (lo que equivale a un aumento en la productividad total de los factores) no tendría efectos en las emisiones.

En principio selecciona una forma funcional tipo Cobb-Douglas para la función (3.45). Sin embargo, en el caso de los *inputs* la posibilidad de que algunos de ellos puedan tener valores cero en algunos países, como puede ser en el caso de *inputs* relevantes como la energía nuclear o el gas natural, impide aplicar una función logarítmica de los *inputs*. Además, la función Cobb-Douglas impondría la condición improbable de que cuando aumenta un *input* mientras el resto de los *inputs* se mantienen

constantes, las emisiones aumentarían a una tasa decreciente. Estas consideraciones le llevan a seleccionar una función lineal para los *inputs*. Esta función lineal se multiplica por una función Cobb-Douglas para los *outputs*, llegando con ello al siguiente modelo no lineal:

$$S_{it} = \gamma_i A_t y_{jit}^{\left(-\sum_{j=1}^{J-1} \alpha_j\right)} \prod_{j=1}^{J-1} y_{jit}^{\alpha_j} \left(\sum_{k=1}^K \beta_k x_{kit}\right) \varepsilon_{it} \quad (3.46)$$

donde los α 's, β 's, γ 's y A 's, son los coeficientes de la regresión que deben ser estimados y ε es la perturbación aleatoria.

Después de algunas transformaciones se llega al siguiente modelo:

$$\frac{S_{it}}{P_{it}} = \gamma_i \frac{Y_{it}}{P_{it}} \frac{A_t}{TFP_{it}} \left(\frac{y_{jit}}{Y_{it}}\right)^{\left(-\sum_{j=1}^{J-1} \alpha_j\right)} \prod_{j=1}^{J-1} \left(\frac{y_{jit}}{Y_{it}}\right)^{\alpha_j} \times \sum_{k=1}^K \beta_k \frac{x_{kit}}{X_{it}} \varepsilon_{it} \quad (3.47)$$

siendo P_{it} la población, Y_{it} el *output* agregado, X_{it} los *inputs* agregados y $TFP_{it} = Y_{it}/X_{it}$.

La ecuación (3.47) descompone las emisiones per cápita en cinco componentes:

Y_{it}/P_{it} : escala.

A_t : efecto tecnológico específico de las emisiones.

$1/TFP_{it}$: efecto tecnológico del conjunto del progreso técnico.

$(y_{1it}/Y_{it}), \dots, (y_{Jit}/Y_{it})$: efecto estructura.

$(x_{1it}/X_{it}), \dots, (x_{Kit}/X_{it})$: combinación de *inputs*.

Simplificando y aplicando logaritmos se llega a:

$$\ln(S_{it}) = \ln(\gamma_i) + \ln(A_t) + \sum_{j=1}^{J-1} \alpha_j \ln\left(\frac{y_{jit}}{Y_{it}}\right) + \ln\left(\sum_{k=1}^K \beta_k x_{kit}\right) + v_{it} \quad (3.48)$$

donde v_{it} es la perturbación aleatoria transformada.

Los efectos país y tiempo (γ_i y A_i), se estiman utilizando variables ficticias explícitas. El autor señala que así se estima el estado de la tecnología como una tendencia estocástica común a todos los países.

Stern trabaja con un panel de 64 países desde 1960 a 1990. Una conclusión importante del estudio es que aunque la combinación de *inputs* y la de *outputs* son estadísticamente significativas en el modelo de regresión, su papel en la cambio de las emisiones globales de azufre es pequeño. Por el contrario, serían el aumento de la escala y el efecto compensatorio del cambio técnico las principales fuerzas que explicarían el cambio en las emisiones. Aunque los efectos de la composición de los *inputs* y de los *outputs* varía con los países, no parece que estén relacionados con la renta excepto la composición de los *outputs* en el caso de los “Tigres” asiáticos (Stern, 2002, p. 217).

Para finalizar debemos señalar que, por razones que más adelante exponaremos, utilizaremos como referencia para la descomposición econométrica que realizaremos en el Capítulo 6 el modelo propuesto por de Bruyn *et al* (1998).

Capítulo 4

***Emisiones de CO₂ y emisiones de azufre:
características de los problemas
medioambientales asociados
y estimación econométrica del modelo CKA***

Capítulo 4

Emisiones de CO₂ y emisiones de azufre: características de los problemas medioambientales asociados y estimación econométrica del modelo CKA

4.1. INTRODUCCIÓN

Como ya se ha comentado extensamente en el Capítulo 2, es bastante probable que un modelo CKA global único en la forma reducida esté mal especificado ya que intenta imponer CKAs isomorfas y con un PC común a todos los países. Harbaugh *et al* (2002), ante la fragilidad de los resultados de los estudios CKA, proponen como línea de trabajo que: “Más que tratar de ajustar una relación renta-contaminación universal en la forma reducida, sería útil conocer qué rasgos comunes comparten los contaminantes y países donde las emisiones están decreciendo y la renta está aumentando” (p. 549). De esta forma podrán mejorarse las explicaciones teóricas y su contrastación, y permitirá a los analistas extraer implicaciones políticas más convincentes.

De aquí en adelante, nuestro estudio empírico se va a enfocar en esa línea. Se tratará, por tanto, de buscar rasgos comunes entre contaminantes y entre países en los que parece cumplirse la hipótesis CKA que permitan esclarecer la relación renta-

contaminante y ayuden en la toma de decisiones políticas. Nuestro trabajo se centrará en el análisis de los dos indicadores medioambientales de presión para los que se dispone de más y mejores datos (y, precisamente por ello, han sido los más estudiados en la literatura CKA): las emisiones de dióxido de carbono y las emisiones de azufre.

En este capítulo, profundizaremos, en el apartado 4.2, en las características de ambos contaminantes y en las principales actuaciones políticas de carácter internacional que se han llevado a cabo para reducir sus emisiones.

En el apartado 4.3 realizaremos un análisis econométrico para un panel de datos utilizando el modelo CKA básico. Aunque, como acabamos de señalar, un modelo CKA único en forma reducida puede estar mal especificado, estimaremos ese modelo como paso previo al análisis por países que desarrollaremos en los capítulos posteriores. Compararemos nuestros resultados con los de otros estudios CKA que utilizan los mismos indicadores y prestaremos especial atención a la evolución de los efectos fijos temporales. Nuestro propósito es obtener algunos resultados preliminares que puedan aportar información relevante para el análisis por países que realizaremos en los capítulos 5 y 6.

4.2. EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO Y DE AZUFRE: FUENTES ANTROPOGÉNICAS Y ACUERDOS INTERNACIONALES

4.2.1. EMISIONES DE CO₂

4.2.1.1. Efectos y fuentes de las emisiones de CO₂

El efecto invernadero se produce por la existencia de gases en la atmósfera que permiten el paso de la radiación solar pero absorben las radiaciones infrarrojas procedentes de la tierra, es decir, retienen en la atmósfera parte de la radiación solar reflejada por la superficie terrestre, calentando la superficie de la Tierra y la parte inferior de la atmósfera. Gracias a este efecto la tierra disfruta de temperaturas suaves que permiten la vida sobre ella.

Los gases que provocan el efecto invernadero son en su mayoría compuestos naturales como el vapor de agua, dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y ozono (troposférico) que se emiten a la atmósfera a través de procesos naturales. Sin embargo, la mayoría de estos gases también pueden ser emitidos a la atmósfera por procesos no naturales como consecuencia de las actividades humanas. A ellos hay que añadir compuestos industriales como los clorofluorocarbonos (CFCs), los cuales también actúan como gases de invernadero. Es, por tanto, necesario distinguir entre un efecto invernadero natural y un efecto invernadero antropogénico (o intensificado) causado por las actividades humanas.

Pues bien, el problema que se plantea en la actualidad reside en la presencia de un efecto invernadero intensificado. En efecto, existe un elevado grado de consenso entre los expertos del clima sobre la existencia de un calentamiento progresivo, observable en el incremento de las temperaturas globales en la tierra, cuya causa estaría en el aumento en la atmósfera de las concentraciones de gases invernadero como consecuencia de las emisiones originadas por las conductas humanas.

Según recoge el Intergovernmental Panel on Climate Change¹¹⁴ (IPCC, 2001) en su informe *Cambio climático 2001: Tercer informe de evaluación*, desde 1750 las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso han aumentado en aproximadamente un 31%, 151% y 17% respectivamente. A lo largo del siglo XX, la temperatura media global de la superficie ha aumentado en torno a un 0,6 °C (siendo, muy probablemente, la década de los noventa la más cálida y el año 1998 el más cálido registrado) y el nivel del mar entre 10 y 20 cm. La opinión de que el calentamiento se ha acelerado en las últimas décadas se apoya también en la observación de fenómenos como la rapidez con la que se han derretido los glaciares fuera del polo durante los últimos años y la disminución de la cantidad de nieve en algunas zonas. Según el grupo de expertos del IPCC, las reconstrucciones de los datos del

¹¹⁴ El IPCC fue creado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y por la Organización Mundial Meteorológica (OMM). Es un cuerpo intergubernamental científico y técnico que está encargado de elaborar informes en los que se valoren el estado de la investigación y los avances científicos en relación con el cambio climático. El primer informe del IPCC se publicó en 1990 y colaboraron en él casi 400 de los más importantes expertos del clima del mundo. Este informe fue puesto al día en 1992. El segundo informe fue publicado en 1996 y el tercero en el año 2001. Los informes recogen las actividades de tres grupos de trabajo encargados, respectivamente, de los aspectos científicos, los impactos socioeconómicos y las estrategias de respuesta al cambio climático. Véase la página oficial del IPCC <http://www.ipcc.ch> (consulta 11/12/06).

clima para los pasados 1000 años indican que este calentamiento es inusual y que es improbable que sea completamente de origen natural. Además, las predicciones realizadas por el IPCC estiman que la temperatura media global de la superficie aumentará entre 1,4 y 5,8 °C durante el periodo 1990 a 2100 si la situación actual continua.

Como ya hemos señalado, existe un elevado consenso científico sobre el hecho de que se producirá el calentamiento global y sobre sus causas. Sin embargo, existe gran incertidumbre sobre cuál será la escala del calentamiento, cuándo se producirá y cómo se distribuirán regionalmente sus efectos. Aunque se ha desarrollado mucho la investigación en este terreno, lo que se evidencia es la gran complejidad del fenómeno al que se enfrenta. En este sentido, aún se está estudiando el efecto enfriamiento que pueden provocar tanto los aerosoles como el deterioro de la capa de ozono, ya que podría ralentizar el proceso del cambio climático. Queda también por determinar el importante papel que puedan desempeñar los sumideros terrestres para la asimilación del CO₂. Además, se advierten otros riesgos como la incertidumbre sobre la respuesta de las corrientes marinas al proceso de calentamiento –lo cual podría provocar una aceleración brusca del cambio climático– o sobre la capacidad de los ecosistemas para adaptarse a los cambios rápidos en las temperaturas –ya que las alteraciones de los ecosistemas pueden dar lugar a una pérdida de biomasa y a una mayor liberación de CO₂–, ambas cuestiones de gran relevancia si se considera que el problema planteado por el cambio climático no reside únicamente en el aumento de las temperaturas sino, especialmente, en la inusual rapidez con las que dichos aumentos pueden producirse, impidiendo la adaptación progresiva de los ecosistemas a las variaciones climáticas.

En cuanto a los gases causantes del efecto invernadero antropogénico, destacan por su contribución los siguientes: dióxido de carbono, metano, CFCs y óxido nítrico. A estos gases se les atribuye el 90% del efecto invernadero intensificado. Entre ellos, el principal es el CO₂, al que se considera responsable del 60% del aumento del efecto invernadero desde la época preindustrial (Instituto de Recursos Mundiales, 1996, p. 238). Por esta razón, centraremos nuestra atención en el CO₂ y detallaremos a continuación sus principales sumideros y fuentes antropogénicas (Instituto de Recursos Mundiales, 1996) (véase Cuadro 4.1).

Cuadro 4.1.- Fuentes antropogénicas y sumideros de CO₂

GAS	FUENTES ANTROPOGÉNICAS	SUMIDEROS
Dióxido de carbono (CO ₂)	Quema de combustibles fósiles Producción de cemento Deforestación	Océanos Bosques Suelos Hierba

♦ Sumideros

Una vez liberado el CO₂, son la atmósfera, el mar y la tierra (con sus plantas y animales) los tres sumideros de carbono más importantes del mundo. Se sabe que aproximadamente el 46% del total de emisiones de carbono se quedan en la atmósfera. Se estima, aunque aún hay gran incertidumbre sobre ello, que el resto se distribuye en cantidades similares entre los mares y el sumidero terrestre. Es por ello que una gran preocupación de los científicos es lo que pueda suceder si disminuyen los sumideros terrestres –por la desaparición de selvas tropicales y el deterioro de los bosques templados– o si la alteración de las corrientes marinas por el cambio climático puede reducir la capacidad de absorción del mar.

♦ Fuentes

El incremento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera provocado por las actividades humanas es importante. Las principales emisiones de CO₂ proceden de procesos industriales, fundamentalmente de la quema de combustibles fósiles y de la manufactura de cemento. También son destacables las emisiones de CO₂ provocadas por la deforestación. Podemos detallar algo más estas fuentes:

- Los combustibles sólidos, líquidos y gaseosos son principalmente, pero no exclusivamente, carbones, productos del petróleo y gas natural. Para producir el mismo nivel de energía, la quema de petróleo libera 1,5 veces la cantidad de CO₂ emitida por la quema de gas natural; mientras que la quema de carbón libera unas dos veces más CO₂ que el gas natural.

- En el sector industrial, además de las emisiones relacionadas con la energía, se producen emisiones de CO₂ relacionadas con algunos procesos industriales entre los que cabe señalar: la producción de cal y cemento (procesos de calcinación), acero (producción de hierro fundido o arrabio y coque), aluminio (oxidación de electrodos), hidrógeno (refinerías e industria química) y amoníaco (fertilizantes y químicos) (IPCC, 1996).
- En cuanto a las emisiones de dióxido de carbono a causa de cambios en la utilización del suelo, se deben fundamentalmente a la deforestación, la cual se define como la conversión del suelo del bosque para otros usos. El carbono liberado en ese proceso no será reemplazado. Por el contrario, la quema de biomasa *per se*, no necesariamente contribuye al flujo de CO₂. La hierba o los árboles que vuelven a crecer tras un incendio simplemente reciclan el carbono disponible y no aportan CO₂.

Según el tercer informe del IPCC (2001), en torno a tres cuartas partes de las emisiones antropogénicas de CO₂ durante los últimos veinte años han sido debidas a la quema de combustibles fósiles. El resto se debería predominantemente a cambios en el uso del suelo, especialmente a la deforestación. Debe señalarse que las emisiones de CO₂ tienen un efecto duradero sobre la composición atmosférica y el clima; por ejemplo, varios siglos después de que se produzcan las emisiones de CO₂, en torno a un cuarto del incremento en la concentración de CO₂ causado por ellas está todavía presente en la atmósfera.

4.2.1.2. Principales acuerdos internacionales para el control de las emisiones de CO₂

Considerando el hecho de que nos referiremos con frecuencia a ellos en epígrafes y capítulos posteriores, hemos estimado oportuno ofrecer una información sucinta sobre los principales acuerdos internacionales que se han alcanzado para el control de las emisiones de gases de efecto invernadero, esto es, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el Protocolo de Kioto derivado de ella.

♦ Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMCC)

La creciente preocupación por el cambio climático condujo a la Asamblea General de las Naciones Unidas a crear en diciembre de 1990 un Comité de Negociación Intergubernamental con el fin de orientar las negociaciones para lograr un acuerdo marco. El resultado fue el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMCC) adoptado el 9 de mayo de 1992 en Nueva York. Más de los 50 firmantes que eran necesarios habían ratificado el tratado a finales de 1993 y éste se convirtió en legalmente vinculante el 21 de marzo de 1994. Diez años después, más de 180 países habían ratificado el Convenio.

El Artículo 2 recoge el objetivo último de la Convención: “la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático. Este nivel debería lograrse en un plazo suficiente para permitir que los ecosistemas se adapten naturalmente al cambio climático, asegurar que la producción de alimentos no se vea amenazada y permitir que el desarrollo económico prosiga de manera sostenible”.

El Convenio dispone que, para caminar hacia ese objetivo, deberían llevarse a cabo actuaciones basadas en la equidad y de conformidad con las responsabilidades comunes pero diferenciadas y las respectivas capacidades de los diferentes países. Además se explicita que la iniciativa debería corresponder a los países desarrollados. Es por ello que la Convención establece diferentes compromisos en función del grado de desarrollo de las Partes.

Concretamente, las Partes incluidas en el Anexo I (en general, países desarrollados y países en transición a economías de mercado)¹¹⁵ se comprometen a tomar la iniciativa, adoptando políticas nacionales y medidas para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Se proponía, además, como objetivo para los países del Anexo I, la reducción de sus emisiones de gases de efecto invernadero no incluidos en el Protocolo de Montreal, individual o conjuntamente, a los niveles de 1990 antes del año

¹¹⁵ Alemania, Australia, Austria, Bielorrusia, Bélgica, Bulgaria, Canadá, Comunidad Europea, Checoslovaquia, Dinamarca, España, Estados Unidos de América, Estonia, Federación de Rusia, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Irlanda, Islandia, Italia, Japón, Letonia, Lituania, Luxemburgo, Noruega, Nueva Zelanda, Países Bajos, Polonia, Portugal, Reino Unido, Rumania, Suecia, Suiza, Turquía y Ucrania.

2000. Sin embargo, se trataba mas bien de una meta deseable dado que el compromiso no tenía carácter obligatorio.

Una de las principales dificultades para alcanzar algún tipo de acuerdo eran las diferentes percepciones que los países desarrollados y los países en desarrollo tienen del problema del cambio climático. El acuerdo logrado en el CMCC se debió, en gran medida, a que se incluyeron en el mismo algunas de las principales reivindicaciones de los países en desarrollo tales como: responsabilidades comunes pero diferenciadas; la iniciativa corresponde a los países desarrollados; los países desarrollados deben prestar ayuda financiera y tecnológica a los países en desarrollo y a los más vulnerables al cambio climático; o, que la actuación de los países en desarrollo queda condicionada a que los países desarrollados cumplan con sus compromisos.

La Unión Europea logró el compromiso de estabilizar sus emisiones de gases de efecto invernadero a los niveles de 1990 antes del año 2000, reduciendo sus emisiones en un 3,3% entre 1990 y 2000, aunque las emisiones habían mostrado una tendencia creciente en la segunda mitad del decenio. Una parte considerable de este logro se atribuye a las importantes reducciones de emisiones en Alemania (un 18,3%, de las cuales en torno a la mitad se estima son consecuencia de la reestructuración económica de la Alemania oriental); en el Reino Unido (un 12%, una parte importante de la cual se atribuye a la sustitución de carbón por gas); y en Luxemburgo (un 44,2%, en gran parte resultado de la reestructuración de la industria del acero). En relación con los sectores, se han reducido las emisiones en la industria manufacturera, el sector de la energía (producción de electricidad y calor) y de pequeñas instalaciones de combustión, incluyendo economías domésticas. Por el contrario, las emisiones de CO₂ en el transporte aumentaron en un 18% entre 1990 y 2000¹¹⁶.

♦ Protocolo de Kioto

En la tercera sesión de la Conferencia de las Partes (COP-3) celebrada en Kioto (Japón) del 1 al 11 de diciembre de 1997, las Partes de CMCC acordaron un protocolo-

¹¹⁶ Esta información se ha obtenido en <http://europa.eu.int/comm/environment/> (consulta 04/03/04).

lo para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero no incluidos en el Protocolo de Montreal.

Siguiendo lo establecido en el Convenio Marco, son los países desarrollados (partes incluidas en el Anexo I¹¹⁷) los que toman la iniciativa adoptando compromisos obligatorios de reducción de emisiones.

El compromiso adoptado por los países desarrollados, recogido en el Artículo 3, es reducir sus emisiones antropógenas colectivas de 6 gases de efecto invernadero en, al menos, un 5% con respecto al año base 1990, objetivo que deberá lograrse en el periodo de compromiso 2008-2012. Además, para el año 2005, deberán haberse hecho progresos demostrables en el logro de esos compromisos.

Con este fin, cada Parte del Anexo I adopta compromisos concretos cuantificados:

- Se comprometen a reducir sus emisiones: el 8% Suiza, la Unión Europea y la mayor parte de los países de Europa Central y del Este; 7% Estados Unidos; y 6% Canadá, Hungría, Japón y Polonia.
- Se comprometen a estabilizar sus emisiones: Rusia, Nueva Zelanda y Ucrania.
- Se les permite incrementos en sus emisiones: hasta el 1% a Noruega, hasta el 8% a Australia y hasta el 10% a Islandia.

El año base para estos compromisos de cada país es 1990 aunque se permite a los países en transición hacia una economía de mercado elegir un año base diferente a 1990. Estos compromisos deberán lograrse en el periodo 2008-2012 (se calcularán sobre una media de los cinco años).

Los seis gases sobre los que se basa el compromiso son: dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos y hexafluoruro de azufre. Estos seis gases se combinan en una “cesta”, de forma que las reducciones en cada uno de los gases individuales se expresarán en equivalentes de dióxido de carbono para agregarlas en una única cifra. Tales reducciones se medirán desde 1990 (excepto

¹¹⁷ Cuando en el Protocolo de Kioto se hace referencia a los países Anexo I, son los países Anexo I del CMCC.

para algunas economías en transición), aunque para los tres últimos gases se puede utilizar como año base 1995.

Según el Artículo 3.3, para lograr los compromisos adquiridos por los países del Anexo I, se usarán “las variaciones netas de las emisiones por las fuentes y la absorción por los sumideros de gases de efecto invernadero que se deban a la actividad humana directamente relacionada con el cambio del uso de la tierra y la silvicultura”. Las variaciones en los sumideros que se tendrán en cuenta para alcanzar los compromisos fijados estarán limitados a la deforestación, reforestación y forestación desde 1990, medidos como variaciones verificables en el carbono almacenado en cada periodo de compromiso¹¹⁸.

Según el Artículo 3.13, si una parte logra reducir sus emisiones por debajo de los niveles fijados para el periodo de compromiso, puede solicitar que esta diferencia se añada a las cantidades asignadas para esa parte en futuros periodos de compromiso.

El Protocolo no incluye nuevos compromisos para las Partes que no son del Anexo I, sólo reafirma los ya existentes en la Convención.

El Protocolo introduce tres mecanismos orientados a proporcionar un cierto grado de flexibilidad a las Partes del Anexo I para el logro de sus compromisos de reducción de emisiones. Estos tres mecanismos son: el comercio internacional de emisiones, la aplicación conjunta y el mecanismo para un desarrollo limpio. El primero permite a los países del Anexo I alcanzar sus objetivos a través del comercio de permisos de emisión. El segundo y el tercero permiten a los países Anexo I obtener derechos de emisión financiando proyectos en países que tienen objetivos de emisiones y en países en desarrollo respectivamente.

El Protocolo quedó abierto a la firma del 16 de marzo de 1998 al 15 de marzo de 1999. Para que entrase en vigor, debía ser ratificado por al menos 55 partes, siempre que fuesen responsables, como mínimo, del 55% de las emisiones mundiales. Aunque

¹¹⁸ Deforestación: ocurre cuando se clarea un bosque y no tiene lugar la reforestación (normalmente es porque ese terreno se destina a otros usos, pero también normalmente esos otros usos secuestran menos carbono que el bosque). Reforestación: restablecer un bosque en un lugar en el que ha sido recientemente (o no tanto) talado. Forestación: se refiere a la creación de un bosque sobre un terreno en el cual nunca (o durante un periodo muy largo de tiempo) ha habido un bosque.

más de 120 países lo habían ratificado en abril de 2004, estos sólo generaban el 44% de las emisiones. Los anuncios de Estados Unidos a comienzos del año 2001 y de Rusia a finales de 2003 de que no ratificarían el Protocolo impedían su entrada en vigor. Finalmente, la aprobación del gobierno ruso a finales de 2004 permitió que entrase en vigor el 16 de febrero de 2005 con la ratificación de 126 países, entre los que no se encuentra Estados Unidos, que es precisamente el mayor emisor mundial de gases de efecto invernadero.

La Unión Europea y todos sus Estados miembros ratificaron el Protocolo en mayo de 2002¹¹⁹. Aunque la Unión Europea se ha comprometido, en conjunto, a reducir las emisiones en un 8% entre 2008 y 2012, existe un acuerdo legalmente vinculante de reparto de esa cuota entre los Estados miembros. Según este, en general, los países más ricos tendrán que reducir las emisiones: Austria (-13%), Bélgica (-7,5%), Dinamarca (-21%), Alemania (-21%), Italia (-6,5%), Luxemburgo (-28%), Holanda (-6%) y Reino Unido (-12,5%). Finlandia y Francia deberán mantenerlas. El resto de los países podrán incrementarlas: Grecia (25%), Irlanda (13%), Portugal (27%), España (15%) y Suecia (4%). El sector más problemático para la reducción de las emisiones en la Unión Europea es el sector transporte.

4.2.1.3. Naturaleza del problema medioambiental asociado a las emisiones de CO₂

Podemos describir el problema del cambio climático como el de la sobreutilización de un bien público global. La tentación de actuar como *free-riders* abre el camino para la adopción de medidas políticas basadas en el acuerdo y la cooperación. Sin embargo, la posibilidad de lograr tales acuerdos pasa por superar los conflictos distributivos subyacentes. Hemos clasificado esos conflictos distributivos en tres grupos: distribución intergeneracional, internacional e intersectorial. Estos conflictos han in-

¹¹⁹ Tras varios documentos preparatorios, la Comisión Europea puso en marcha en junio de 2000 el Programa Europeo del Cambio Climático (PECC), con el objetivo de identificar y desarrollar todos los elementos necesarios para una estrategia comunitaria que permita alcanzar el objetivo de Kioto. Esta estrategia se basa en dos pilares: a) la creación de un sistema de intercambio de derechos de emisión dentro de la Unión Europea; b) la adopción de medidas específicas destinadas a reducir las emisiones de determinadas fuentes, comenzando por los sectores de energía, transporte e industria.

fluidos en los acuerdos internacionales adoptados pero también en los no adoptados.

♦ Distribución intergeneracional

Tras los conflictos relacionados con la distribución intergeneracional subyace el problema de la incertidumbre. Esto es así porque, como ya señalamos, aunque existe bastante consenso científico sobre la posibilidad de un calentamiento global generado por las mayores emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera, son aún muchas las incógnitas sin resolver en torno al cambio climático y a su impacto; concretamente, sobre su dimensión, sobre la distribución regional de sus efectos y sobre el momento en el que se producirán dichos cambios.

Tales incertidumbres y, como consecuencia, la necesidad de disponer de mayor información y de avanzar en la investigación, abren paso a tres alternativas (no excluyentes) para la actuación política:

- La actuación preventiva, *ex ante*.
- La dilación de las medidas hasta disponer de información más precisa.
- La postura adaptativa, adoptando las medidas para paliar o reducir los efectos del cambio climático a medida que estos se vayan produciendo.

Cada una de estas alternativas tendrá no sólo unos costes diferentes sino también una distribución temporal de los mismos diferente: la adopción de un enfoque preventivo tiene costes para las generaciones actuales, mientras que una postura adaptativa los traslada hacia las generaciones futuras. Por ello, se abre un amplio campo para el debate en la arena política.

En opinión de Pearce (1991, p. 13): “Si el cambio climático resulta ser falso, las generaciones actuales habrán sacrificado algún beneficio. Si, por supuesto, ese sacrificio es importante, entonces están totalmente legitimadas para buscar un *tradeoff* entre el presente y el futuro y decidir sobre la mejor evidencia disponible. Si las genera-

ciones actuales tienen que hacer un sacrificio comparativamente pequeño, entonces el sesgo hacia el enfoque de precaución (ante la incertidumbre, irreversibilidad y escala) se refuerza.”. Hay que tener también en cuenta que los costes de prevenir pueden ser mínimos comparados con los costes de adaptación si las predicciones más negativas llegan a confirmarse.

Ahora bien, como señalan Pearce *et al* (1991, p. 16), existen al menos cuatro razones que inclinan la balanza hacia el enfoque preventivo frente a las otras dos alternativas:

- i) Si en el futuro se cumplen las predicciones más negativas, los efectos podrían considerarse catastróficos e incluso ser irreversibles.
- ii) Cuanto más se retrase la adopción de medidas mayor será el nivel de calentamiento y, por tanto, más difícil de evitar y más costoso.
- iii) Para poder establecer objetivos y diseñar políticas más eficientes, lo más adecuado sería esperar a disponer de mayor información, pero los costes de esperar pueden ser elevados, por lo que parece más racional comenzar ya adoptando medidas de bajo coste para reducir la emisión de gases invernadero.
- iv) Para hacer frente al problema será necesario alcanzar acuerdos internacionales. Pero lograr esos acuerdos puede suponer periodos largos de tiempo dadas las diferentes posiciones de partida de los distintos países y la incertidumbre sobre los efectos regionales del calentamiento global. Todo ello supone que, cuanto más se tarde en comenzar el proceso, mayor es el riesgo de calentamiento y el riesgo de irreversibilidad.

De todo ello se concluye la necesidad de aplicar un criterio de precaución y de anticipación ante las posibles consecuencias del cambio climático.

♦ Distribución internacional

El cambio climático tiene dimensión planetaria. La atmósfera y la estratosfera desempeñan funciones que son disfrutadas por todas las naciones sin excepción.

Pueden así considerarse bienes públicos globales puesto que, una vez que se proporcionan, ninguna nación puede ser excluida de sus beneficios. Esto, a su vez, supone una alta probabilidad de que sean sobreutilizados si no se establecen acuerdos y limitaciones a su uso. Del mismo modo, las emisiones masivas de gases de invernadero pueden ser consideradas externalidades con características de bien público.

Dada la naturaleza global del problema, resulta obvio que su solución no reside en la actuación de un sólo país o de un grupo reducido sino, por el contrario, en la cooperación del mayor número posible de países. Entre las razones que pueden aducirse en defensa de la necesidad de cooperación internacional, cabe destacar las siguientes (Wiener, 1992, p. 170):

- Si sólo un grupo de países adopta medidas para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, las actividades más intensivas en emisiones pueden trasladarse a áreas en las que no existan tales medidas.
- Si las medidas sólo son aplicadas en los países de la OCDE, podrían tener escasos efectos en la disminución de las emisiones globales al verse compensadas por los rápidos incrementos esperados en las emisiones de los países en vías de desarrollo.
- Si las medidas limitadoras varían significativamente entre países, podrían introducir distorsiones en la competitividad, lo que desincentivaría la aplicación de las mismas.
- Si sólo algunos países aplican medidas para reducir el consumo de combustibles fósiles, los precios de dichos combustibles podrían bajar e inducir así a otros países a incrementar su consumo, compensando con ello las reducciones conseguidas por los primeros.

Todos estos argumentos evidencian la necesidad de establecer acuerdos de carácter global. Ahora bien, no es este un objetivo sencillo por varias razones, entre las que podemos citar las siguientes:

- La incertidumbre sobre la distribución regional de los efectos del cambio climático hace que algunos países tengan la expectativa de perder y otros de ganar con el cambio.
- No todos los países parten de las mismas condiciones económicas y sociales.
- No todos los países han contribuido en la misma medida al aumento de la concentración de los gases de invernadero en la atmósfera. Han sido los países desarrollados los que más lo han hecho hasta el momento dado que sus procesos de crecimiento económico se han basado, fundamentalmente, en el uso de combustibles fósiles. Es por ello que muchos países en desarrollo consideran injusto tener que adoptar medidas que pueden perjudicar a su propio desarrollo cuando han sido los países ricos los que se han aprovechado gratuitamente de los recursos comunes.
- Ante bienes públicos comunes, existe el riesgo de *free-riders*.

Sin embargo, existen también poderosas razones para tratar de alcanzar acuerdos:

- Si se cumplen las predicciones más pesimistas, las posibilidades de que todos sean perdedores son elevadas.
- Los países menos desarrollados son los que tendrían mayores dificultades para adaptarse al cambio.
- Aunque hasta la fecha han sido los países desarrollados los que más han contribuido al efecto invernadero antropógeno, las previsiones futuras indican que serán los países en desarrollo los que incrementen en mayor medida sus emisiones.

Como se puede apreciar, el principal escollo para lograr un acuerdo es la diferente percepción del problema que tienen los países en vías de desarrollo y los países desarrollados (Gupta, 1997, pp. viii y x):

- Para los países desarrollados, el cambio climático es un problema *per se*. Un problema común y global que estará provocado tanto por las emisiones pasadas como por las futuras. Temen adoptar medidas que puedan afectar a su crecimiento y a su

competitividad si no existe también compromiso por parte de los países en vías de desarrollo, dado que los logros alcanzados por esas políticas podrían ser muy reducidos en el largo plazo si se producen incrementos importantes en las emisiones futuras de los países en desarrollo. Aunque admiten que la iniciativa debe corresponderle a ellos y que deben colaborar en alguna medida con los países más vulnerables y en la transferencia de tecnologías, no lo hacen por considerarse responsables de unas actuaciones cuyas consecuencias eran, hasta el momento, desconocidas, sino simplemente porque son los que disponen de más medios financieros y tecnológicos.

- Para los países en vías de desarrollo el cambio climático no es un problema *per se* sino que debe considerarse como un síntoma de un problema sistémico, ideológico y distributivo. Perciben el cambio climático como parte del conflicto Norte-Sur, en el que una de las principales controversias reside en cómo lograr un reparto equitativo de los recursos de la tierra. Consideran que son los países desarrollados los responsables de la mayor parte de las emisiones de gases de invernadero. Por ello, deben ser los primeros en adoptar medidas para mitigarlo y, además, deben ayudar a los países en desarrollo a adaptarse a los potenciales impactos negativos del cambio climático y a adoptar tecnologías que les permitan minimizar los incrementos en las emisiones de gases de efecto invernadero.

Según Ramakrishna (1996), el interés de los países en desarrollo en participar en la búsqueda de soluciones para el calentamiento global se debe principalmente a la cada vez mayor conciencia de su vulnerabilidad ante los efectos adversos de un cambio en el clima y a las oportunidades que brinda un problema de naturaleza global para reivindicar su derecho al desarrollo y a un orden económico internacional más justo. El apoyo a la investigación, la transferencia de tecnología y la asistencia técnica y financiera desde los países desarrollados se convierten en elementos indispensables para que los países en desarrollo puedan abordar los cambios requeridos en sus patrones de inversión, producción o exportación para hacer frente al calentamiento global y para que puedan evitar la degradación ambiental de procesos de desarrollo insostenible. Sólo así podrán obtener beneficios y no verse perjudicados por las medidas de protección ambiental adoptadas por los países desarrollados.

En este contexto, resulta importante, como primer paso, crear las instituciones adecuadas que permitan adoptar acuerdos globales cuando sea necesario.

♦ Distribución intersectorial

Como ya hemos indicado anteriormente¹²⁰, la probabilidad de que se implementen políticas públicas para hacer frente a problemas medioambientales aumenta cuando los causantes de la externalidad son pocos y están bien identificados (aún más si tienen poca capacidad de presión).

Por el contrario, el problema del cambio climático es complejo y, como se ha expuesto, se caracteriza por la intervención de diferentes gases cuyo origen proviene de diferentes actividades productivas y cuyo resultado final depende de la interacción entre fuentes y sumideros. Es por ello que se ha defendido en diferentes ocasiones la necesidad de adoptar un enfoque “amplio” en el cual las medidas adoptadas tengan en cuenta la influencia de los distintos gases en el efecto invernadero y tanto las fuentes como los sumideros. Se propone así evitar las acciones orientadas exclusivamente a reducir las emisiones de un único sector ya que, entre otras razones, podrían introducir distorsiones y provocar el rechazo de los que deben adoptarlas.

En este sentido, Wiener (1992) identifica algunas de las ventajas medioambientales y económicas que se derivarían de la adopción de un enfoque “amplio”. Como ventajas medioambientales señala:

- Que una política enfocada únicamente al CO₂ puede inducir cambios hacia actividades que emiten otros gases de efecto invernadero.
- Y que, dada la incertidumbre y la evolución constante de la ciencia del clima, centrarse en un único aspecto del problema (en un único gas o en un único sector productivo) puede revelarse como insuficiente o incluso como inconveniente a medida que avance el conocimiento científico. Por el contrario, adoptar un enfoque “amplio” puede incrementar la flexibilidad para responder a nueva información al distribuir la atención entre todos los factores relevantes del problema.

¹²⁰ Epígrafe 3.3.2.1 (Capítulo 3).

Por lo que respecta a las ventajas económicas, señala:

- Que las combinaciones de las emisiones de gases de efecto invernadero que interesan a cada país pueden variar en función de su sistema económico y sus valores sociales y culturales.
- Que aunque para algunos países pueda resultar menos costoso reducir las emisiones de CO₂, puede no serlo para otros. La atención a un sólo gas o sector puede desviar la atención de acciones más coste-eficientes en otros gases o sectores.
- Que el resultado de menor coste podría conseguirse permitiendo a cada país flexibilidad para elegir su combinación óptima de políticas dirigidas a todos los gases de efecto invernadero y a las fuentes y sumideros.

Teniendo esto en cuenta, según Wiener, un enfoque “amplio” debería:

- Tener en cuenta todas las emisiones de gases de efecto invernadero y su contribución relativa al cambio climático.
- Orientarse a reducir las emisiones netas (fuentes-sumideros) y no las brutas, proporcionando incentivos para la conservación de los sumideros de gases de efecto invernadero.

Ahora bien, aunque pueda ser conveniente adoptar una estrategia “amplia”, existen sin embargo importantes argumentos que abogan en favor de dar una importancia especial a la adopción de medidas y estrategias para controlar las emisiones de CO₂. Además de que es uno de los gases que más contribuye el efecto invernadero, puede transcurrir un periodo largo de tiempo antes de que los efectos de las actuaciones políticas se trasladen plenamente a la evolución de las emisiones. A esto hay que añadir que, a diferencia de otros problemas ambientales (como, por ejemplo, la reducción de las emisiones de SO₂), no existen soluciones tecnológicas que se puedan aplicar con rapidez a costes relativamente bajos¹²¹. Por todo ello, sería conveniente comenzar

¹²¹ Cabe, si embargo, señalar que, según el IPCC (2001), desde 1995 se han producido avances significativos en un amplio abanico de tecnologías en etapas diferentes de desarrollo como, por ejemplo, la introducción en el mercado de turbinas, los vehículos de motor híbrido, el desarrollo de la tecnología de células energéticas y la demostración del almacenamiento subterráneo del CO₂.

cuanto antes a diseñar una estrategia y a adoptar medidas para reducir las emisiones de CO₂.

Este problema es señalado por la Comisión Europea en una Comunicación preparatoria para la conferencia de Kioto (Comisión Europea, 1997), documento en el que, dentro de un enfoque “amplio”, se resalta la necesidad de iniciar pronto acciones para reducir las emisiones de CO₂: “Puesto que las emisiones de CO₂ están inherentemente asociadas al uso de combustibles fósiles (carbón, petróleo, gas) y puesto que no existen todavía soluciones tecnológicas económicamente asequibles, el único modo de reducir las emisiones de CO₂ es a través de la modificación de las estructuras, procesos, equipos y comportamientos que, directa o indirectamente, utilizan combustibles fósiles. Debido al muy largo promedio de vida de las inversiones en el transporte y en el sector de la energía y debido a la relativamente larga duración de muchos bienes de consumo que utilizan energía (coches, electrodomésticos, etc.), una estrategia de emisiones de CO₂ necesitará un horizonte más largo para su aplicación que otros problemas medioambientales”.

A pesar del largo promedio de vida de las tecnologías e infraestructuras de producción y suministro de energía, se estima que en un periodo de entre 50 y 100 años, el sistema de aprovisionamiento energético será reemplazado al menos dos veces. Una estrategia coste-eficaz a largo plazo debería orientarse a aprovechar la rotación normal del stock de capital en los sectores energético e industrial para reemplazar los equipos e infraestructuras, a medida que se vayan quedando obsoletos, por otros menos emisores de CO₂ y energéticamente más eficientes (IPCC, 1996). A corto plazo, sin embargo, con una demanda global de energía creciente, las actuaciones para disminuir las emisiones de CO₂ deberán hacer hincapié en las mejoras en la eficacia energética.

El IPCC (1996) identificaba cinco sectores hacia los que debe orientarse de forma prioritaria una estrategia global para disminuir las emisiones de CO₂: el abastecimiento de energía; la industria; el transporte; la construcción y equipamiento de edificios residenciales, comerciales e institucionales; y el sector forestal, este último debido a su importante papel como sumidero de carbono¹²².

¹²² Señala también como importantes en una estrategia para disminuir las emisiones de gases de invernadero otros dos sectores, agricultura y residuos, aunque más por su influencia en las emisiones de metano y de óxido nítrico que en las emisiones de CO₂.

Debe prestarse atención a la posible evolución futura de los sectores. En predicciones hechas para la Unión Europea, se espera que: las emisiones del sector transporte aumenten hasta un 39% en el año 2010 con respecto a los niveles de 1990; se estabilicen las emisiones del sector energía; las emisiones de las economías domésticas y el sector terciario aumenten en un 4% en los próximos años; las emisiones del sector industrial caigan en un 15% entre 1990 y el año 2010 (Comisión Europea, 1999). Como puede observarse en los datos enumerados, el objetivo de estabilizar o disminuir las emisiones encuentra un grave obstáculo en la evolución del sector transporte, especialmente debido al transporte por carretera y al aéreo, por lo que será imprescindible prestarle una atención específica. Ahora bien, el escenario descrito por las predicciones anteriormente expuestas puede ajustarse a los países desarrollados, pero desde una perspectiva mundial se prevé que las emisiones de los sectores energía e industria crezcan también dramáticamente a medida que los países en desarrollo se industrialicen, por lo que será necesario que estos países puedan acceder a las tecnologías más eficientes disponibles si lo que se pretende es disminuir la tasa de crecimiento de las emisiones.

Las principales medidas que están presentes en la mayoría de las estrategias para disminuir las emisiones de CO₂ son:

- La mejora de la eficiencia energética tanto de los procesos de producción (incluida la energía) como de los bienes de consumo, de las edificaciones y del transporte.
- La sustitución de combustibles por otros menos emisores.
- El incremento de la participación de las energías renovables.
- El fomento de tecnologías más limpias y energéticamente eficientes.
- Un mayor uso de la cogeneración de calor y energía y de centrales eléctricas de ciclo combinado.
- Las políticas de transporte e infraestructuras.
- La gestión de los sumideros terrestres de CO₂.
- Las políticas de educación, formación y sensibilización de la población.

- La inversión en programas de investigación y desarrollo tecnológico.
- Los impuestos sobre las emisiones.

Existe, por tanto, un potencial técnico para reducir las emisiones de CO₂, pero su grado de aplicación dependerá de los costes que los agentes sociales, económicos y políticos estén dispuestos a asumir.

Desde nuestra perspectiva, y dadas las características descritas del problema, una estrategia para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero debería: basarse en los principios de precaución y de prevención, comenzando ya a adoptar medidas siguiendo criterios de coste-eficacia; crear instituciones y establecer acuerdos que garanticen la mayor participación y cooperación posible de países y de agentes sociales (que minimice la aparición de *free-riders*), y que tenga en cuenta sus diferentes responsabilidades y capacidades; adoptar un enfoque “amplio” en el que se incluyan al menos los principales gases de efecto invernadero, considerando tanto las fuentes como los sumideros, pero poniendo una especial atención en la elaboración de una estrategia para reducir las emisiones de CO₂; seleccionar estrategias técnica y políticamente factibles y evitar los efectos negativos que la aplicación de las políticas pueda tener sobre la cohesión social, regional o internacional.

4.2.2. EMISIONES DE AZUFRE

4.2.2.1. Efectos y fuentes de las emisiones de azufre

El SO₂ es un gas incoloro, perteneciente a la familia de gases llamados óxidos de azufre. Es un contaminante común al que estamos expuestos a muy bajos niveles cada día al respirar aire en las ciudades y en algunos entornos industriales. Una exposición repetida o prolongada a concentraciones moderadas puede causar problemas para la salud humana, especialmente respiratorios y pulmonares. También se ha demostrado que puede ser dañino para el sistema reproductor de animales y que causa cambios en el desarrollo de sus crías¹²³.

¹²³ National Pollutant Inventory database, en <http://www.npi.gov.au/database/substance-info/profiles/77.thml#health> (consulta 11/12/06).

El SO₂ y los NO_x son, junto con el amoníaco, los principales causantes de la acidificación. Después de ser emitidos a la atmósfera, regresan a la superficie y caen directamente sobre la vegetación u otros componentes —en forma de depósito seco o de depósito húmedo si viene arrastrado por lluvias, nieve, granizo, niebla y rocío—, o indirectamente, en forma seca o húmeda, después de haber sufrido una transformación química (la oxidación del SO₂ y los NO_x en los ácidos sulfúrico y nítrico puede producirse tanto en la atmósfera como después de haberse depositado). El NH₃ puede reaccionar con estos ácidos para formar partículas de sulfato amónico y de nitrato amónico (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2001).

La permanencia en la atmósfera de los compuestos de azufre y nitrógeno puede ser de varios días y, además, pueden ser transportados por el viento a largas distancias, por lo que es posible que la deposición, o parte de la misma, llegue a producirse a miles de kilómetros (aunque, en general, los mayores depósitos de azufre se registran en las regiones con índices más elevados de emisiones y se deben, fundamentalmente, a la deposición seca de dióxido de azufre). Por tanto, aunque la acidificación no tenga la condición de problema global (como era el caso del cambio climático), sí tiene una dimensión transfronteriza, debido a esa posibilidad de desplazamiento internacional. En Francia, por ejemplo, el 33% del depósito de azufre y el 62% total del depósito de nitrógeno proceden de fuentes internas del país; el 30% del azufre y el 15% del total de nitrógeno proceden de países vecinos, como son Alemania, España y Reino Unido; y los restantes 37% y 23%, respectivamente, de zonas más alejadas (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2001).

El problema de la lluvia ácida afecta básicamente a Europa y a América del Norte. La dirección de los contaminantes depende de los vientos que predominen. En Europa, por ejemplo, se ha detectado que algunos países como Noruega, Suecia, Austria y Suiza presentan depósitos de azufre muy superiores a sus emisiones, mientras que otros como Bulgaria, Italia, la República Checa o el Reino Unido emiten mucho más de lo que se deposita en sus territorios.

No todas las zonas sufren del mismo modo los efectos de las deposiciones ácidas. Tales efectos dependen no sólo de la cantidad de deposición ácida sino también de la sensibilidad de los diferentes ecosistemas a la acidificación. Por ejemplo, en la Unión

Europea los ecosistemas más vulnerables se encuentran en la zona septentrional, es decir, en Suecia, Finlandia, Reino Unido, Países Bajos y Alemania (Comisión Europea, 1997).

Cuadro 4.2.- Principales causas y efectos de la acidificación

ACIDIFICACIÓN
PRINCIPALES CAUSAS <ul style="list-style-type: none"> – Dióxido de azufre (SO₂) de: quema de combustibles fósiles y procesos industriales. – Óxidos de nitrógeno (NO_x) de: transporte, generación de energía y calefacción. – Amoníaco (NH₃) de: agricultura.
PRINCIPALES EFECTOS <ul style="list-style-type: none"> – Acidificación de las aguas. – Pérdida de fertilidad de los suelos. – Muerte de plantas y peces al no poder sobrevivir en entornos más ácidos/disminución de la biodiversidad. – Reducción del follaje o del crecimiento de la vegetación. – Corrosión y deterioro de los materiales de construcción. – Contaminantes como metales pesados y nitratos se filtran más fácilmente a las aguas subterráneas. – Efectos negativos sobre la salud: tanto como una consecuencia directa de respirar contaminantes perjudiciales, como indirectamente, debido a que la acidificación del suelo conduce a que los metales tóxicos se introduzcan en la cadena trófica.

Enumeramos a continuación las fuentes emisoras de SO₂¹²⁴:

- *Fuentes naturales.* Al igual que en el caso del CO₂, existen fuentes naturales de emisiones de SO₂, como son los volcanes, los océanos, los procesos naturales de putrefacción de la vegetación o los incendios forestales.
- *Fuentes antropogénicas.* Las fuentes antropogénicas de emisiones de SO₂ más destacables son la quema de combustibles fósiles y los procesos industriales como la conversión de pasta de madera en papel, la manufactura del ácido sulfúrico, la producción de azufre elemental, el refinado de petróleo y metales, la fundición de metales y la incineración de basuras.

La principal fuente de emisiones de SO₂ es la quema de combustibles fósiles y, en concreto, la combustión de carbón al que se le atribuyen el 50% de las emisiones glo-

¹²⁴ Atmosphere, climate & Environment Information Programme: *Encyclopedia of the atmospheric environment* en <http://www.ace.mmu.ac.uk/ae/english.html> (consulta 11/12/06).

bales anuales; en un segundo lugar, la combustión de petróleo explicaría entre el 25 y el 30% de las emisiones. Las emisiones de SO₂ están directamente relacionadas con el contenido en azufre del combustible. El carbón emite más polución acidificante que el petróleo o el gas. El gas natural, en términos de polución acidificante, puede considerarse un combustible más limpio¹²⁵.

4.2.2.2. Principales acuerdos internacionales para el control de las emisiones de azufre

Considerando que, como apuntamos en el caso del carbono, se hará referencia a ellos en epígrafes y capítulos posteriores, hemos considerado oportuno presentar una reseña sobre los principales convenios internacionales en los que se han adoptado acuerdos para reducir las emisiones de azufre.

♦ Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia

En los años sesenta, varios estudios científicos mostraron la interrelación entre las emisiones de azufre en el continente europeo y la acidificación de los lagos escandinavos. En la primera conferencia mundial de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente humano, celebrada en Estocolmo en 1972, Suecia presenta un informe sobre la acidificación en el que se subraya la naturaleza transfronteriza del problema. Esta conferencia puede considerarse el comienzo de la cooperación internacional para combatir los problemas de la acidificación. En 1997 se publican los resultados de un estudio de la OCDE, que se había puesto en marcha en 1972, en el que se demostraban los efectos a larga distancia de la contaminación por azufre, lo que confirmó la necesidad de cooperación internacional para hacer frente a tales problemas. Esto condujo a que en noviembre de 1979 se firmase en Génova, en el marco de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia, que es el primer instrumento interna-

¹²⁵ Atmosphere, climate & Environment Information Programme: *Encyclopedia of the atmospheric environment* en <http://www.ace.mmu.ac.uk/eae/english.html> (consulta 11/12/06).

cional legalmente vinculante para tratar los problemas de contaminación atmosférica. Fue firmada por 34 gobiernos y la Comunidad Europea (países de Norteamérica, de Europa Occidental y de Europa del Este). Entró en vigor en 1983¹²⁶.

La Convención no incorpora inicialmente objetivos cuantitativos pero sí el compromiso de los firmantes de desarrollar políticas y estrategias para combatir la emisión de contaminantes atmosféricos. Además, establece los principios básicos y el marco institucional sobre el que desarrollar la cooperación internacional, estableciendo mecanismos para el intercambio de información, el desarrollo de la investigación en ese campo y el seguimiento y control de las emisiones y de las políticas aplicadas.

Desde su entrada en vigor, la Convención ha sido ampliada por 8 protocolos. De ellos, tres están directamente relacionados con la reducción de las emisiones de azufre:

- 1985. Protocolo de Helsinki sobre la reducción de las emisiones de azufre o sus flujos transfronterizos en al menos un 30%.
- 1994. Protocolo de Oslo sobre mayores reducciones de las emisiones de azufre.
- 1999. Protocolo de Gotemburgo para combatir la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico.

♦ El *Protocolo de Helsinki* entró en vigor en 1987. Fue firmado por 21 países. Por el artículo 2 de este Protocolo, las partes firmantes se comprometen a “reducir sus emisiones nacionales anuales de azufre o sus flujos transfronterizos en, al menos, 30% tan pronto como sea posible y como límite en 1993, utilizando los niveles de 1980 como base para el cálculo de las reducciones”.

El resultado fue que, en conjunto, las 21 partes firmantes redujeron sus emisiones en 1993 en más del 50% en relación con el año 1980. También individualmente las partes cumplieron con el objetivo fijado en el Protocolo.

¹²⁶ Véase la página oficial de la Convención http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.htm (consulta 11/12/06).

♦ El *Protocolo de Oslo* de 1994 entró en vigor en 1998. El compromiso básico de este Protocolo es que “las Partes controlarán y reducirán sus emisiones de azufre con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente de efectos adversos, en particular de efectos acidificantes, y asegurar, tan pronto como sea posible, sin que suponga costes excesivos, que las deposiciones de compuestos sulfurados en forma oxidada en el largo plazo no exceden las cargas críticas para el azufre dadas, en el Anexo I, como deposiciones críticas de azufre, de acuerdo en el conocimiento científico actual”.

Se introduce así el concepto de *carga crítica* que se define como una estimación cuantitativa de una exposición a uno o más contaminantes por debajo de la cual no se producen efectos dañinos significativos sobre elementos sensibles específicos del medio ambiente de acuerdo con el conocimiento actual.

Como primer paso para lograr el objetivo a largo plazo, el Protocolo fija objetivos concretos de reducción de las emisiones anuales de azufre para cada una de las Partes en un calendario que va desde el año 2000 hasta el 2010. En general, los países más desarrollados de Europa debían reducir sus emisiones para el año 2000 entre un 70 y un 80% respecto a los niveles de 1980, fijándose objetivos menores para los países de cohesión europea¹²⁷ y para los del este de Europa. El compromiso de España era reducir sus emisiones en un 35% en el año 2000 con respecto a los niveles de 1980, mientras que la Comunidad Europea en su conjunto se comprometió a reducirlas en un 62% en el año 2000.

♦ El *Protocolo de Gotemburgo* para combatir la acidificación, eutrofización y ozono troposférico fue adoptado el 30 de noviembre de 1999 y entró en vigor el 17 de mayo de 2005. Este Protocolo establece límites de emisiones para el año 2010 para cuatro contaminantes: azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles y amoníaco. Aplica así un enfoque multicontaminante y multiefecto.

¹²⁷ Dado el contexto temporal en el que se sitúa nuestro trabajo, debemos precisar que, cuando utilicemos la expresión “países de cohesión europea”, nos estaremos refiriendo a aquellos que recibían Fondos de Cohesión en la UE-14, esto es, España, Grecia, Irlanda y Portugal. Desde 2004, con la integración de los países del este a la UE, se ha ampliado la lista de los países de cohesión, que han pasado a ser los siguientes: Grecia, Portugal, España, Chipre, República Checa, Estonia, Hungría, Letonia, Lituania, Malta, Polonia, Eslovaquia y Eslovenia. Como se puede observar, Irlanda ya no figura entre ellos.

Cada país tiene unos límites específicos en función de los efectos dañinos de sus emisiones sobre el medio ambiente y la salud y de los costes de reducción. España deberá limitar sus emisiones de azufre en un 65% para el año 2010 sobre los niveles de 1990. La Comunidad Europea en su conjunto un 75%. El Protocolo también establece límites sobre las emisiones de fuentes específicas, diferenciando entre nuevas fuentes y las ya instaladas. Se estima que, una vez aplicado el Protocolo, el área europea con niveles excesivos de acidificación descenderá de 93 millones de hectáreas en 1990 a 15 millones de hectáreas.

♦ Acuerdo para la Calidad del Aire EEUU-Canadá (US-Canada Air Quality Agreement)

En 1991, Estados Unidos y Canadá firmaron en Ottawa el Acuerdo para la Calidad del Aire (*Air Quality Agreement*). Aunque en estos dos países las políticas para el control de las emisiones de azufre llevaban ya años aplicándose¹²⁸, el acuerdo pretendía establecer un método formal y flexible para tratar los problemas de contaminación atmosférica transfronteriza y establecer vías para la cooperación en diversos temas de calidad del aire.

El acuerdo se centró inicialmente en la lluvia ácida, estableciéndose compromisos de reducción para el SO₂ y el NO_x¹²⁹. Concretamente, para el caso del azufre, Canadá se comprometió a reducir sus emisiones anuales en las siete provincias orientales a 2,3 millones de toneladas métricas (*tonnes*) para 1994 y mantener ese límite en dichas provincias hasta 1999. Además, se estableció un techo para las emisiones anuales nacionales de 3,2 millones de toneladas métricas (*tonnes*) a partir del año 2000. Estados Unidos se comprometió (en consonancia con lo establecido en 1990 en su *Clean Air Act*) a reducir sus emisiones anuales en 10 millones de toneladas (*tons*¹³⁰) sobre los

¹²⁸ En Estados Unidos los esfuerzos legislativos para el control del dióxido de azufre y de los óxidos de nitrógeno comienzan con la Ley de Aire Limpio (*Clean Air Act*) de 1970. Canadá, entre otras actuaciones, ya había ratificado el Protocolo de Helsinki de 1985.

¹²⁹ Posteriormente, se ha extendido la cooperación al control del ozono troposférico transfronterizo (en el año 2000 se ha firmado un Anexo para el Ozono) y a la realización de análisis conjuntos de la materia particulada transfronteriza.

¹³⁰ 1 *ton* (*short ton*) = 907,18474 kg.

niveles de 1980 para el año 2000 (teniendo en cuenta créditos ganados por reducciones desde 1995 a 1999); a establecer un límite nacional permanente de 8,95 millones de toneladas (*tons*) anuales para las centrales eléctricas a partir del 2010; y a fijar, a partir de 1995, un límite nacional de emisiones para las fuentes industriales de 5,6 millones de toneladas (*tons*). En el informe de seguimiento de 1996¹³¹ se señalaba que Canadá había tenido éxito con su programa de reducción de emisiones ya que, en las provincias orientales, habían disminuido de 3,8 millones de toneladas en 1980 a 1,7 millones de 1995, superando así los compromisos adquiridos. Además, en el año 2000 las emisiones totales de Canadá estaban un 20% por debajo del límite nacional comprometido y se han fijado posteriormente mayores objetivos de reducción. Los Estados Unidos establecieron un programa en dos fases para incrementar las exigencias de reducción a las centrales eléctricas que utilizan carbón. La fase I comenzó en 1995 y la II en 2000. Ya en el año 1995 las emisiones de estas centrales habían disminuido acusadamente.

4.2.2.3. Naturaleza del problema medioambiental asociado a las emisiones de azufre. Comparación con el caso del CO₂

Al comparar los casos del CO₂ y del SO₂, lo primero que debemos señalar es que, en ambos, la principal fuente antropogénica de emisiones es la quema de combustibles fósiles. Coinciden además en que el combustible que más emisiones provoca es el carbón, seguido del petróleo y, en último lugar, el gas natural. Por tanto, una estrategia dirigida a incrementar la eficacia energética, a utilizar más las energías renovables y a sustituir el carbón y el petróleo por gas natural, tendría efectos positivos en el control de ambos tipos de emisiones.

Pero al margen de estas similitudes, existen importantes diferencias. En concreto, en el caso del CO₂ y del cambio climático, identificábamos tres problemas distributivos que podían ser determinantes en el comienzo y desarrollo de una estrategia para reducir las emisiones. Como vamos a explicar a continuación, en el caso del azufre la

¹³¹ El sumario lo recoge la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos en <http://www.epa.gov/airmarkets/usca/uscan96.html> (consulta 11/12/06).

naturaleza de estos tres problemas distributivos es diferente y ello da como resultado una evolución distinta de los acuerdos y las estrategias de política.

♦ **Distribución intergeneracional**

Cuando comienzan las negociaciones para el CMCC, los efectos adversos del cambio climático son predicciones que, probablemente, afectarán a las futuras generaciones; por el contrario, los efectos dañinos de la acidificación son ya una realidad cuando comienzan las negociaciones sobre contaminación transfronteriza.

De esta forma, el problema de distribución intergeneracional (esto es, la distribución tanto de los daños como de los costes de adaptación y de control de las emisiones entre generaciones) que se planteaba en el caso del cambio climático pierde peso en el caso de la acidificación puesto que es ya la generación actual la que padece las consecuencias de sus propios actos y de los de generaciones anteriores.

Debemos, sin embargo, matizar la afirmación precedente ya que, aunque la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza se apoyó en descubrimientos científicos, se firma en un momento en el que la incertidumbre y el debate sobre la acidificación aún eran importantes.

Según Grennfelt (2000), cuando a finales de los sesenta los primeros estudios científicos revelan el carácter internacional de la acidificación, estos resultados son acogidos con gran escepticismo porque la contaminación atmosférica tenía entonces la consideración de un problema local. Aún así, la idea de que la acidificación fuese la posible causa de la muerte de peces en los ríos noruegos y suecos impresionó tanto a los políticos como a la opinión pública. Sin embargo, durante los setenta era frecuente que se cuestionase la fiabilidad de las investigaciones sobre los efectos y la naturaleza transfronteriza de la acidificación, y no es hasta mediados de los ochenta que la relación entre las emisiones de azufre y la acidificación escandinava se convierte en algo generalmente aceptado.

Según el presidente de cuerpo ejecutivo de la Convención, Jan Thomson (2000), tanto la Convención como el Protocolo de Helsinki de 1985 para reducir las emisiones de azufre en un 30% obedecieron más a los intereses políticos que a los descu-

brimientos científicos disponibles. En relación con la Convención, señala que ha sido más el resultado de la alta política, “puesto que fue tras la conferencia de Helsinki de 1975 cuando el medio ambiente emergió como el terreno apropiado para la cooperación entre las fronteras de la guerra fría”(p. 18). Con respecto al primer Protocolo del azufre, cuando se firma “no había demasiadas revelaciones científicas recientes que movieran a los políticos a actuar, mientras la presión de la opinión pública en el continente surge por la revelación de la debilitación de los bosques alemanes” (p. 18). Además, la cifra del 30% era arbitraria y no obedecía a ningún planteamiento científico, pero se consideró un objetivo factible.

La firma de la Convención permitió, sin embargo, ir construyendo un marco institucional basado en la cooperación que permitiría un cómputo más preciso de las emisiones y el continuo desarrollo de la investigación científica en ese terreno, factores que, posteriormente, favorecerían la adopción de acuerdos más exigentes. De hecho, la interacción entre la actividad científica y la intención política ha sido una de las claves del proceso. Según Thomson (2000), los resultados de la investigación han ido ganando peso en el desarrollo de los acuerdos como sucede con la introducción del enfoque de las cargas críticas. La cada vez mayor complicación y sofisticación de los protocolos hace que la actuación política sea cada vez más dependiente de las aportaciones científicas. El apoyo de la opinión pública es clave para instar a la acción política pero también para animar al desarrollo científico.

Aunque nos hemos centrado en el problema de la acidificación y de su carácter transfronterizo, hay que tener en cuenta que los efectos directos que las emisiones de azufre tienen sobre la salud humana han hecho que este contaminante haya sido objeto de atención desde que comienzan las actuaciones medioambientales, lo que no ha sucedido con el carbono.

♦ **Distribución internacional**

El cambio climático es un problema de dimensión global. Por ello, todos los países pueden verse afectados, en distintos grados, por sus consecuencias (aunque, como ya vimos, aún son muchas las incertidumbres sobre el reparto regional de los efectos)

pero resulta evidente que los países más desarrollados dispondrán de más medios técnicos y financieros para hacerles frente que los menos desarrollados. Como ya expusimos, las bases de la negociación se asientan sobre el conflicto de intereses Norte-Sur, lo que dificulta la adopción tanto de decisiones sobre el reparto actual de la carga entre los países como de compromisos más exigentes.

Por el contrario, la acidificación nace como un problema transfronterizo pero de dimensión regional. Tanto afectados como causantes pertenecen al grupo de los países industrializados, aunque entre ellos pueda haber diferentes grados de desarrollo. Además, en la mayoría de los casos, el país causante sufre también parte de los daños. Todo ello facilita la adopción de objetivos cuantitativos de reducción entre partes con niveles de desarrollo e intereses similares.

La introducción, posteriormente, del enfoque de la carga crítica, al centrarse en los efectos, no exige reducciones lineales para todos los países sino que permite adoptar criterios coste-eficaces, lo que favorece la incorporación de cada vez más firmantes a protocolos más estrictos. Las estimaciones de la carga crítica permiten conocer con mayor precisión la dimensión del esfuerzo requerido y los límites que impone la naturaleza a la actuación humana (lo que no sucede en el caso del cambio climático).

Además, los procesos regionales de integración (como la Unión Europea) pueden haber arrastrado a participar en los protocolos a otros países del área en los cuales la opinión pública no estaba tan sensibilizada con el problema.

A tenor de lo expuesto, pudiera parecer que el proceso de negociación estuvo exento de dificultades, lo que no se corresponde con los hechos. Como ya se ha apuntado, tanto la Convención como el Protocolo de Helsinki de 1985 fueron, en gran medida, el resultado de la alta política. El arranque del proceso se sitúa en 1975, cuando se celebra en Helsinki la Conferencia sobre Seguridad y Cooperación en Europa. Se trataba de encontrar proyectos comunes que estabilizasen las relaciones entre los países de Europa Occidental y Oriental, y la cooperación en el área medioambiental resultó ser la menos controvertida. Cuando en 1977 se iniciaron las negociaciones para la Convención, los países nórdicos (entonces los más afectados por la lluvia ácida) presionaron para conseguir reducciones obligatorias de emisiones pero los países de Europa Occidental se opusieron (especialmente Reino Unido y Alemania), mientras

que los países de Europa del Este apoyaron activamente a los países nórdicos para dividir al oeste. En cuanto al Protocolo de Helsinki, fue firmado por 21 países (de Europa Occidental y Oriental, además de Canadá) con las ausencias notables del Reino Unido y de Estados Unidos. El Reino Unido no lo firmó porque consideraba que, al tomar como año base 1980, no se tenía en cuenta las reducciones sustanciales en las emisiones que este país había logrado antes de esa fecha¹³². Estados Unidos explicó que sus regulaciones para el control de la contaminación eran ya muy superiores a las de Europa Occidental y Canadá. Alemania occidental que, como ya hemos señalado, se opuso a las reducciones obligatorias en las negociaciones de la Convención, apoyó activamente el Protocolo, por un lado, porque ya era evidente que la acidificación estaba dañando los bosques alemanes y, por otro lado, porque quería evitar que los movimientos ecologistas alemanes y los antibelicistas se unieran en un gran movimiento social (Takahashi, 2000).

En cuanto a los países de cohesión europea (España, Irlanda, Grecia y Portugal), la acidificación no figuraba como una cuestión prioritaria en sus agendas y fue el proceso de integración en la Unión Europea el que ejerció de arrastre en la adopción de medidas y compromisos. Según recoge Takahashi (2000), estos países no firmaron el Protocolo de Helsinki porque estaban atrasados en relación con los otros países de Europa Occidental y, de hecho, habían negociado incrementos en las emisiones de dióxido de azufre de sus grandes plantas de combustión para el año 1993 bajo la Directiva comunitaria de Grandes Plantas de Combustión. Posteriormente, firmaron el Protocolo de Oslo pero, como señala este autor, durante las negociaciones no se mostraron entusiastas por adquirir compromisos, primero, porque no estaban afectados por los problemas de acidificación y, segundo, porque sí estaban preocupados por los costes asociados a la reducción de emisiones. A pesar de todo ello, cabe resaltar que España e Irlanda cumplieron con los objetivos de Helsinki, aunque no eran firmantes del Protocolo.

Al margen de todas las complejidades del proceso, lo cierto es que las negociaciones resultaron finalmente exitosas y en ello ha influido, como indicábamos al comienzo, el hecho de tratarse de países con grados de desarrollo e intereses similares.

¹³² Churchill, Kutting y Warren (1995), *cit.* en Takahashi (2000).

Precisamente por la coexistencia de economías con diferentes grados de desarrollo, Takahashi (2000) se ha preguntado qué posibilidades hay de que en el este de Asia se reproduzca un acuerdo similar a la Convención sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia que, como hemos visto, ha tenido éxito en países europeos y norteamericanos al favorecer el desarrollo y aplicación posterior de compromisos de reducción cada vez más estrictos¹³³.

Según este autor, aunque en la zona asiática no hay ninguna convención ni protocolos que aborden la cuestión, sí se ha alcanzado, durante la década de los noventa, el acuerdo sobre la necesidad de promover la cooperación para hacer frente a la lluvia ácida. Esto supuso un cambio en las posiciones de China y Corea del sur, países que tomaban hasta entonces cualquier consideración sobre el tema como una injerencia externa. En la década de los noventa, Corea del sur comienza a preocuparse seriamente por los contaminantes procedentes de China y ésta admite que los problemas de contaminación también afectan a su territorio. En este contexto, Japón se convirtió en el principal promotor de la Red de Supervisión de la Deposición Ácida en el Este de Asia (EANET)^{134 135}.

Takahashi (2000), en su análisis del proceso de negociación hasta llegar a la inauguración de las actividades de la fase preparatoria de la EANET en 1998, observa como, al igual que sucedía en las negociaciones europeas, no sólo influyen los aspectos medioambientales sino también cuestiones económicas, sociales y políticas. Los dos puntos más críticos en las negociaciones (que, en realidad, son las dos caras de la

¹³³ Aunque inicialmente los problemas de lluvia ácida afectaban a Europa y Norteamérica, más recientemente se ha observado este fenómeno también en Asia como consecuencia de la rápida industrialización de estos países. En Taiwán se atribuye a China, Japón y Corea más de la mitad de los contaminantes que generan lluvia ácida en su territorio. En Japón, se considera que más de la mitad de la lluvia ácida que afecta a este país es responsabilidad de China y de la República de Corea. También Corea se ve afectada por la contaminación generada por el gigante chino (Takahashi, 2000).

¹³⁴ Japón organizó varias reuniones de expertos entre 1993 y 1997 a las que se invitó a todos los países del este asiático interesados (asistieron, China, Indonesia, Japón, Corea del sur, Malasia, Mongolia, Filipinas, Singapur, Tailandia y Rusia) y una reunión intergubernamental de la EANET en 1998. Los participantes a la primera reunión intergubernamental acordaron inaugurar la fase preparatoria de las actividades de la EANET en abril de 1998 dando un plazo de dos años. Por otra parte, Corea del sur organizó reuniones anuales de expertos en contaminación transfronteriza desde 1995 en las que participaron también China y Japón. A todo ello hay que añadir que el Comité Económico y Social de Asia y el Pacífico (ESCAP) en colaboración con Japón mantuvo una reunión de expertos en estimación y supervisión de emisiones, y recomendó que se iniciase un proyecto sobre la cuestión (Takahashi, 2000).

¹³⁵ Véase más información sobre el proyecto en su página oficial <http://www.eanet.cc> (consulta 11/12/06).

misma moneda) eran, por un lado, el apoyo financiero a las actividades de la EANET y, por otro, el liderazgo en el proceso. En relación con el primero, China defendió que los países más desarrollados fuesen los que proporcionasen el apoyo financiero para el establecimiento y mantenimiento de la red, debido a que en el este de Asia muchos son países en desarrollo. Desde la inauguración de los congresos de expertos, Japón asumió los gastos relacionados con el funcionamiento de las actividades de la EANET y este comportamiento se mantuvo durante la fase preparatoria. Aunque Japón espera que, una vez en pleno funcionamiento la EANET, cada país participe en algún grado en la financiación de los gastos, el resto de los países espera que Japón los siga asumiendo, total o mayoritariamente. Japón ha estado proporcionando apoyo técnico y financiero a muchos países del este de Asia para llevar a cabo actividades de supervisión, incluyendo a China pero excluyendo a Corea del sur por considerarse ya a este último un país desarrollado. Es así posible que la EANET funcione como un mecanismo de ayuda a los países en desarrollo. En relación con el segundo punto crítico, Corea del sur no consideraba que la EANET fuese realmente un proyecto internacional ya que todo, desde los borradores de los documentos hasta la financiación, había sido preparado por el gobierno japonés. A ello hay que añadir que Corea del sur no recibía un apoyo financiero importante de Japón (a pesar de sus problemas financieros tras la crisis económica) y, además, estaba desarrollando proyectos similares. Por todo ello, Corea no estaba dispuesta a soportar los costes operativos de la EANET.

Como conclusión de su trabajo, Takahashi (2000) sostiene que, desde comienzos de la década de los noventa, la cooperación internacional sobre la cuestión está ampliándose gradualmente en el este de Asia y se estarían siguiendo los pasos dados por los países europeos, comenzando por la organización de congresos de expertos y estableciendo un programa internacional de supervisión. Ahora bien, en la medida en que los procesos de negociación, tanto en Asia como en Europa, están también influidos por aspectos políticos, sociales y económicos y no sólo medioambientales, las dificultades para alcanzar un consenso en el este de Asia son mayores debido a la mayor heterogeneidad política, económica y social de esta región. “Para empezar, durante el proceso de formación del régimen en Europa, la cuestión medioambiental fue considerada la menos controvertida. Sin embargo, la preocupación medioambiental se ha convertido en una de las cuestiones más críticas y problemáticas en la política in-

ternacional en la actualidad, especialmente en el contexto de las relaciones norte-sur. Esto muestra que el proceso de negociación en el este de Asia será diferente al de Europa” (Takahashi, 2000, p. 114).

♦ Distribución intersectorial

El problema de la acidificación requiere, al igual que en el caso del cambio climático, un enfoque “amplio” ya que son diversos los contaminantes que provocan el problema y proceden de diferentes sectores productivos. Mientras que el NH₃ procede fundamentalmente del sector agrícola, los NO_x están relacionados con la generación de energía (muy especialmente con el transporte) y el SO₂ está asociado a la generación de energía y a procesos industriales.

Sin embargo, si nos centramos en concreto en las emisiones de azufre, sus fuentes están mucho más localizadas que las de las emisiones de CO₂, aunque ambos contaminantes procedan fundamentalmente del uso de combustibles fósiles. La principal fuente de emisiones de azufre son las centrales térmicas que utilizan carbón como combustible.

Tomando, por ejemplo, datos de veintisiete países europeos (de Europa Occidental y del Este), en 1990 (Grösslinger *et al*, 1997) en torno al 90% de las emisiones de azufre procedían de tres tipos de fuentes: generación de energía eléctrica (54%); plantas de combustión comercial, institucional y residencial (25%) y combustión industrial (11%).

En el caso de las emisiones de CO₂, los tres grupos de fuentes citados suponían el 70% de las emisiones: generación de energía eléctrica (28%); combustión industrial (24%) y plantas de combustión comercial, institucional y residencial (18%). Como se puede apreciar, la distribución entre actividades generadoras en el caso del carbono es más igualitaria que en el del azufre. A esta diferencia hay que añadir que el transporte por carretera suponía el 15% de las emisiones de CO₂ mientras que tiene muy poco peso en las de azufre. Esta diferencia es importante ya que la fuerte expansión que está experimentando el transporte por carretera acaba compensando cualquier aumento en la eficiencia energética que pueda lograrse en ese sector y es, como ya vimos, uno

de los sectores en el que más se espera que aumenten las emisiones de CO₂ en los países desarrollados.

Por lo tanto, la pequeña vinculación con el sector transporte y el hecho de que más del 50% de las emisiones de azufre en Europa procedan de la generación de energía eléctrica, son dos rasgos que caracterizan a las emisiones de azufre y las diferencia de las de carbono. Pero a esto hay que añadir otra importante diferencia y es de carácter técnico ya que, en oposición a lo que sucede con el CO₂, existen medios técnicos asequibles para disminuir las emisiones de SO₂. Se puede actuar en tres puntos del ciclo para reducir las emisiones: eliminando el azufre del combustible antes de la quema, eliminándolo durante la quema o desulfurando los gases emitidos¹³⁶. Estos métodos permiten conseguir importantes disminuciones en las emisiones de azufre sin que supongan modificaciones importantes en los procesos de producción.

Ahora bien, el hecho de que existan estas tecnologías no implica automáticamente que sean utilizadas, en ausencia de incentivos externos. Pero la combinación de todos los factores que hemos citado facilita los acuerdos y la introducción de compromisos de reducción cada vez más exigentes.

4.3. LA CKA PARA LAS EMISIONES DE CO₂ Y DE AZUFRE: UN ESTUDIO CON DATOS DE PANEL¹³⁷

Tal y como avanzábamos en la introducción de este capítulo, procederemos en este epígrafe a la estimación econométrica del modelo CKA básico para los dos indicadores medioambientales que estamos considerando: las emisiones de CO₂ y las emisiones de azufre. Se trata, como ya hemos expuesto, de dos indicadores de presión medioambiental, ambos procedentes del uso de combustibles fósiles, pero con caracterís-

¹³⁶ Entre ellos parece que las técnicas más eficaces son las de desulfuración de gases después de la combustión. Pueden conseguirse disminuciones del 85% al 95%, con la ventaja de que se pueden aplicar en las grandes térmicas que están ya en funcionamiento (Atmosphere, climate and environment information Programme: *Encyclopedia of the atmospheric environment*. www.ace.mmu.ac.uk/eae/).

¹³⁷ Aunque en sentido estricto los datos de panel deben hacer referencia a muestras con muchas unidades de sección cruzada pero pocos datos temporales, lo cierto es que en la literatura CKA se utiliza con mucha frecuencia la denominación datos de panel aunque las series temporales sean largas, como va a suceder en nuestro caso.

ticas diferenciadas debido a la distinta distribución intergeneracional, internacional e intersectorial de sus causas y efectos.

Los principales objetivos de este análisis son, en primer lugar, la comparación de los resultados obtenidos, tanto para la forma de la curva como para el PC, entre contaminantes y entre países y, en segundo lugar, el estudio de la evolución de los efectos fijos temporales. Ahora bien, como se apuntaba en la introducción, consideramos esta estimación econométrica del modelo CKA como un paso previo al estudio por países que realizaremos en los siguientes capítulos y, por ello, nuestro interés se centrará en la detección de hechos o acontecimientos que puedan resultar relevantes para nuestro trabajo posterior.

Comenzaremos describiendo los datos que vamos a utilizar para, posteriormente, proceder a la estimación econométrica del modelo CKA básico.

4.3.1. ANÁLISIS Y DESCRIPCIÓN DE LOS DATOS

Explicamos a continuación los datos que vamos a utilizar en nuestro análisis.

Los datos de emisiones de CO₂ son del *Carbon Dioxide Information Analysis Center* (CDIAC) del *Oak Ridge National Laboratory* (ORNL) perteneciente al *U.S. Department of Energy*¹³⁸. Los datos de emisiones de dióxido de carbono del ORNL incluyen las emisiones derivadas de combustibles fósiles (sólidos, líquidos y gaseosos), de antorchas de gas y de la producción de cemento (Marland *et al*, 2002). Los datos están expresados en miles de toneladas métricas de carbono. Hemos elegido las series de datos del CDIAC porque son las que ofrecen una mayor cobertura temporal.

Los datos de emisiones de azufre proceden de las series estimadas por Stern (2003a)¹³⁹ y las hemos expresado en toneladas métricas de azufre por año. Este autor amplía hasta el año 2000 las series proporcionadas para el periodo 1850-1990 por ASL and Associates (Lefohn *et al*, 1999)¹⁴⁰, aunque en años previos a 1990 utiliza,

¹³⁸ Disponibles en http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/emis/meth_reg.htm (consulta 03/12/02).

¹³⁹ En este trabajo se explica cómo se han elaborado las series de datos que utilizamos y se indica que están disponibles en la siguiente dirección: <http://www.rpi.edu/~sternd/datasite.html> (consulta 23/09/03). Ha sido posteriormente publicado en Stern (2005). Con motivo de dicha publicación, Stern revisó los datos en noviembre de 2005 (pero nosotros utilizamos los datos previos a esa revisión).

¹⁴⁰ Disponibles en <http://www.asl-associates.com/sulfur1.htm> (consulta 14/11/02).

cuando están disponibles, las estimaciones publicadas por los países de Norteamérica, Europa y Asia. Los datos utilizados por Stern y Common (2001) fueron tomados de la base de datos de ASL and Associates. Las estimaciones de Stern (2003a) nos permiten ampliar el periodo muestral para las emisiones de azufre.

Los datos del PIB y de la población se han tomado de University of Groningen and the Conference Board (2002)¹⁴¹. Los datos del PIB están expresados en millones de dólares USA de 1990 convertidos a paridades de poder de compra “Geary-Khamis”. Los datos de población los hemos expresado en miles de personas. El PIB estará expresado en miles de dólares per cápita.

Las muestras de países utilizadas para las estimaciones del modelo de CO₂ son las siguientes:

- OCDE94 (22 países)¹⁴²: Australia, Austria, Bélgica, Canadá, Dinamarca, España, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Grecia, Holanda, Irlanda, Italia, Japón, Noruega, Nueva Zelanda, Portugal, Reino Unido, República Federal de Alemania, Suecia, Suiza y Turquía.
- NO-OCDE (36 países):
 - *África*: Egipto, Etiopía, Ghana, Kenya, Marruecos, Nigeria, Sudáfrica, República Democrática del Congo.
 - *Asia*: Myanmar, China, Hong Kong, India, Indonesia, Filipinas, Corea del Sur, Sri Lanka, Taiwán, Tailandia.
 - *Europa del Este*: Bulgaria, Checoslovaquia, República Democrática alemana, Hungría, Polonia, URSS.
 - *América Latina*: Argentina, Brasil, Chile, Colombia, México, Perú, Venezuela.
 - *Oriente Medio*: Israel, Irán, Irak, Arabia Saudita, Siria.
- MUNDO: Incluye todos los países de las muestras OCDE94 y no-OCDE.

¹⁴¹ Las series de PIB estimadas en dólares de 1990 presentadas en esa base se datos están en la mayoría de los casos tomadas de Maddison (2001).

¹⁴² Como se puede apreciar, la muestra que denominamos OCDE94 incluye todos los países que formaban parte de la OCDE hasta 1994, excepto Islandia y Luxemburgo. En 1994 se incorporó México.

Las muestra de países utilizadas para el modelo de emisiones de azufre coinciden con las del CO₂ excepto en que no disponemos de los datos separados de la República Federal y de la República Democrática alemana. Por ello, en ese caso, se ha tomado en la muestra OCDE94 el dato de la Alemania unificada para todo el periodo.

El periodo muestral considerado para todas las variables es 1950-1999. Debido a los datos disponibles de emisiones de CO₂, la muestra de datos para la República Federal alemana y para la República Democrática alemana se limita a 1950-1990 y para la URSS de 1950 a 1991. En el caso de las emisiones de azufre, los datos de URSS sólo llegan hasta 1980.

Como puede apreciarse en las tablas 4.1 y 4.2, los países que hemos seleccionado tenían en 1998 el 83% de la población mundial, el 94% del PIB, el 87% de las emisiones de CO₂ y el 88% de las emisiones de azufre.

En 1998, a los países de la OCDE94, con el 15% de la población mundial, les correspondía el 55% del PIB, el 44% de las emisiones de CO₂ y el 31% de las emisiones de azufre. Especialmente llamativo es el caso de Estados Unidos que con el 5% de la población mundial tiene en ese año el 22% del PIB, el 23% de las emisiones de CO₂ y el 16% de las emisiones de azufre. Cabe señalar que la “UE-14” con una población algo mayor tiene el 13% de las emisiones de CO₂ y el 7% de las emisiones de azufre.

Es destacable el aumento a lo largo del tiempo en la participación de los países asiáticos en el PIB mundial y en las emisiones de CO₂ y de azufre.

En el Gráfico 4.1 puede observarse la evolución dispar que han seguido las emisiones de CO₂ y de azufre en el periodo analizado. Mientras que las emisiones de CO₂ mundiales mantienen, en general, una tendencia creciente a lo largo del periodo, las emisiones de azufre comienzan a disminuir a partir de 1990. La evolución descrita para las emisiones mundiales se mantiene para los países “no OCDE”. Sin embargo, las emisiones de azufre de los países OCDE94 empiezan ya a disminuir a partir de 1973 y las de CO₂ tienden a estabilizarse a partir de 1979.

Tabla 4.1.- Participación (%) de los grupos de países (por áreas) seleccionados para nuestro estudio en la población y el PIB mundiales

	POBLACIÓN (%)			PIB (%)		
	1950	1980	1998	1950	1980	1998
África	4,80	5,69	6,97	2,05	2,00	1,83
Asia	42,94	45,49	45,89	11,45	12,84	23,46
Europa del Este ^a	2,13	1,59	1,23	2,61	2,23	1,46
URSS	7,13	5,99	4,92	9,56	8,53	3,27
Latinoamérica	5,13	6,54	6,85	6,47	8,50	7,61
Oriente Medio	1,19	1,69	2,16	1,05	2,35	2,02
OCDE94 ^b	23,15	18,00	15,24	61,19	57,80	54,91
UE-14 ^c	11,71	8,01	6,35	25,67	23,79	20,07
EE.UU.	6,03	5,14	4,58	27,28	21,12	21,85
Total ^d	86,46	85,00	83,27	94,37	94,26	94,55
Total mundial	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

NOTAS: ^aSin URSS ni RDA; ^bPaíses de la OCDE antes de 1994 (excepto Islandia y Luxemburgo); ^cIncluyendo a la Alemania unificada y sin Luxemburgo; ^dTotal de los países seleccionados.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002).

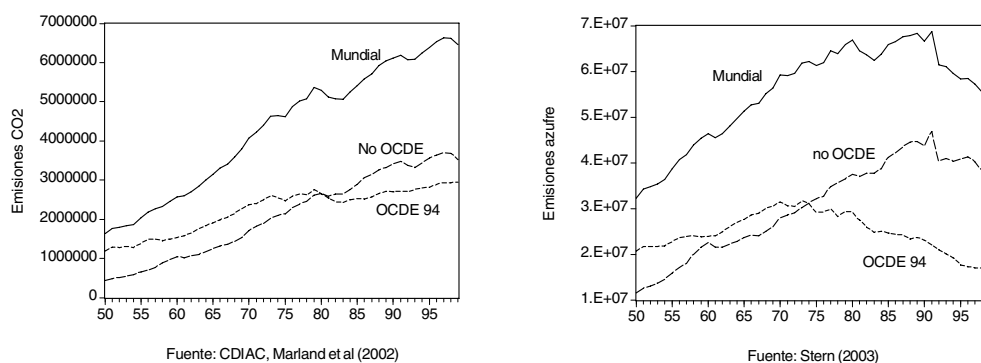
Tabla 4.2.- Participación (%) de los grupos de países (por áreas) seleccionados para nuestro estudio en las emisiones de CO₂ y de azufre mundiales

	EMISIONES DE CO ₂ (%)			EMISIONES DE AZUFRE (%)		
	1950	1980	1998	1950	1980	1998
África	1,31	1,83	2,16	1,52	2,41	3,87
Asia	2,84	11,48	21,80	2,62	13,52	30,33
Europa del Este ^a	3,59	4,42	2,42	4,52	8,09	3,93
URSS	11,37	17,39	9,09	12,69	16,62	9,20
Latinoamérica	2,39	3,73	4,57	3,43	4,53	7,54
Oriente Medio	0,06	1,71	2,98	1,28	1,13	2,43
OCDE94 ^b	73,31	49,90	44,30	64,02	43,94	30,69
UE-14 ^c	25,13	17,22	12,60	25,37	19,69	6,88
EE.UU.	42,32	23,84	22,63	31,50	17,61	15,51
Total ^d	94,87	90,46	87,33	90,08	90,24	87,98
Total mundial	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

NOTAS: ^aSin URSS ni RDA; ^bPaíses de la OCDE antes de 1994 (excepto Islandia y Luxemburgo); ^cIncluyendo a la Alemania unificada y sin Luxemburgo; ^dTotal de los países seleccionados.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de CDIAC (Marland *et al*, 2002) y Stern (2003a).

Gráfico 4.1.- Emisiones de CO₂ (miles de toneladas métricas de carbono) y emisiones de azufre (toneladas métricas)(*) .



(*) En el gráfico 4.1 las emisiones mundiales son las correspondientes al total mundial y no al total de la suma de países seleccionados. Las emisiones “no OCDE” se han calculado como la diferencia entre el total mundial y las de los países de la muestra OCDE94.

4.3.2. ESTIMACIÓN ECONÓMETRICA DEL MODELO CKA

Como habíamos avanzado, realizaremos en este punto la estimación econométrica del modelo CKA básico para las emisiones de CO₂ y para las de azufre.

En nuestro análisis de los resultados de la estimación, nos centraremos especialmente en dos cuestiones tratadas en el trabajo de Stern y Common (2001), ya extensamente comentado en el Capítulo 2, que han despertado nuestro interés y que consideramos relevantes para nuestro estudio.

La primera de ellas es el hecho de que estos autores ponen en tela de juicio una de las ideas más generalmente aceptadas en la literatura sobre el tema: que los PC estimados para un contaminante global como el CO₂ son muy elevados, quedando incluso fuera del rango de la muestra de renta, mientras que los estimados para un contaminante con mayores efectos locales y directos como el azufre son mucho más bajos y quedan dentro del rango de la muestra de renta.

Según Stern y Common (2001), esta proposición puede no ser cierta si se tiene en cuenta que los PC que se han estimado, tanto para el carbono como para el azufre, es-

tán condicionados por la representatividad global de la muestra seleccionada. En concreto, el problema de fondo estriba en el hecho de que “(...) las diferencias en los puntos críticos que se han encontrado para contaminantes diferentes pueden deberse, al menos parcialmente, a las diferentes muestras utilizadas. Si hay una relación CKA de algún tipo, es posible que, debido a variables omitidas, los puntos críticos estimados en la regresión cuando se utilizan sólo datos de países desarrollados pueden estar sesgados hacia abajo” (p. 163). De hecho, constatan en su estudio que, en el caso concreto que analizan (el de las emisiones de azufre), el PC estimado utilizando únicamente datos de los países de la OCDE era mucho menor que el estimado con datos mundiales.

De lo anterior se deduce que, si los estudios CKA para el CO₂ están, en general, incluyendo más países no OCDE que aquellos para el azufre, obtendrán PC estimados mucho más elevados, pero no como consecuencia de la diferente naturaleza del contaminante sino, simplemente, como resultado de la muestra de países utilizada.

Contrastaremos esta hipótesis utilizando para la estimación de la CKA la misma muestra de países y años para ambos contaminantes. También compararemos los resultados de la estimación obtenidos con la muestra de países OCDE94 y con la de no-OCDE.

La segunda cuestión del trabajo de Stern y Common (2001) que nos interesa aquí es el análisis que llevan a cabo de la evolución de los efectos tiempo resultantes de la estimación del modelo CKA para las emisiones de azufre. La causa de ese interés estriba en que, como ya se ha explicado en el Capítulo 2, los efectos tiempo recogen el efecto de variables omitidas que varían con el tiempo y de *shocks* estocásticos comunes a todos los países; por ello, dado que nuestro trabajo en los siguientes capítulos se va a orientar a la búsqueda de rasgos comunes que caractericen el comportamiento de contaminantes y países que han seguido una evolución compatible con la hipótesis CKA, el análisis de los efectos tiempo puede aportar información preliminar relevante.

Comenzaremos explicando los modelos que se van a estimar; compararemos, a continuación, los resultados de la estimación CKA para las emisiones de azufre y de CO₂; posteriormente, procederemos al análisis de los efectos tiempo; y, finalmente, expondremos las principales conclusiones obtenidas.

4.3.2.1. Modelos econométricos

El modelo estimado por Stern y Common (2001) es el modelo CKA básico en su especificación cuadrática en logaritmos. La forma general del modelo es la siguiente:

$$\ln\left(\frac{E}{POB}\right)_{it} = \alpha_i + \gamma_t + \beta_1 \ln\left(\frac{PIB}{POB}\right)_{it} + \beta_2 \left(\ln\left(\frac{PIB}{POB}\right)_{it}\right)^2 + \varepsilon_{it}, \quad (4.1)$$

donde E son las emisiones del contaminante, POB es la población, ε es la perturbación aleatoria, los α_i son las ordenadas en el origen específicas de país, los γ_t son las ordenadas en el origen específicas de tiempo, el subíndice i se utiliza para países y el subíndice t para años. En concreto, Stern y Common estiman el modelo para las emisiones de azufre (en toneladas de azufre).

Estos autores estiman el modelo (4.1) para tres muestras: la muestra “mundo” y las sub-muestras “OCDE” y “no OCDE”¹⁴³. Realizan la estimación tanto con efectos fijos (país y tiempo) como con efectos aleatorios, esto último a pesar de que los resultados del contraste de Hausman indicaban la inconsistencia del estimador de efectos aleatorios en las muestras “mundo” y “no OCDE” y de que, además, la consistencia del estimador de efectos aleatorios en la de “OCDE” parecía muy sensible a la muestra de países utilizada (si se eliminaban Portugal y Turquía, el estadístico pasaba a ser altamente significativo).

Ante la posibilidad de no cointegración de las variables, Stern y Common (2001) optan, en un segundo paso, por estimar el modelo en primeras diferencias para las tres muestras con el fin de eliminar las potenciales tendencias estocásticas que pueden

¹⁴³ La muestra “OCDE” de Stern y Common (2001) incluye prácticamente los mismos países que nuestra muestra OCDE94. La única diferencia es que en nuestra muestra no figura Luxemburgo. Varían algo más el grupo “no OCDE”, en el que Stern y Common incluyen 50 países. De ellos los siguientes no están en nuestra muestra: Argelia, Barbados, Bolivia, Chipre, Guatemala, Honduras, Madagascar, Malasia, Mozambique, Namibia, Nicaragua, Rumania, Singapur, Tanzania, Trinidad y Tobago, Túnez, Uruguay, Yugoslavia, Zambia y Zimbabwe. Por el contrario en nuestra muestra incluimos los siguientes países que no figuran en la de Stern y Common: Bulgaria, Etiopía, Hungría, Irak, Polonia y la República Democrática de Alemania.

existir en las series¹⁴⁴. También en estos casos analizan lo que les sucede a los efectos tiempo estimados.

Estiman dos modelos en primeras diferencias. En el primero, utilizan una ordenada en el origen constante, que en este caso representaría la tasa media de progreso técnico, y lo estiman por MCO. Este modelo sería:

$$\Delta \ln \left(\frac{E}{POB} \right)_{it} = \gamma + \beta_1 \Delta \ln \left(\frac{PIB}{POB} \right)_{it} + \beta_2 \Delta \left[\left(\ln \left(\frac{PIB}{POB} \right)_{it} \right)^2 \right] + \varepsilon_{it}, \quad (4.2)$$

En el segundo, introducen efectos fijos de tiempo que les permiten capturar otros efectos comunes relacionados con el tiempo además del cambio técnico (en sentido neoclásico). Este modelo sería:

$$\Delta \ln \left(\frac{E}{POB} \right)_{it} = \gamma_t + \beta_1 \Delta \ln \left(\frac{PIB}{POB} \right)_{it} + \beta_2 \Delta \left[\left(\ln \left(\frac{PIB}{POB} \right)_{it} \right)^2 \right] + \varepsilon_{it}, \quad (4.3)$$

Según estos autores, estos modelos presentaron mejores propiedades estadísticas que el modelo (4.1).

Tomando como referencia el trabajo de Stern y Common (2001), realizaremos en nuestro estudio las estimaciones del modelo (4.1) y del modelo (4.3). Entre los dos modelos en primeras diferencias, hemos optado por el (4.3) porque tenemos un especial interés en los efectos tiempo.

Ahora bien, aunque tomamos como base el artículo de Stern y Common (2001), lo ampliamos en dos direcciones:

- i) Estimamos los modelos tanto para las emisiones de azufre como para las de CO₂ (estos autores lo hacían sólo para las de azufre).

¹⁴⁴ Debemos mencionar que la posibilidad de no cointegración fue analizada posteriormente por Perman y Stern (2003) los cuales encontraron que las variables utilizadas en el modelo (4.1) podrían ser variables integradas. La aplicación de algunos contrastes de cointegración para paneles no ofreció resultados concluyentes dado que algunos indicaban cointegración en todos los países y otros aceptaban la hipótesis de no cointegración. La existencia de un vector común de cointegración en todos los países es fuertemente rechazada (Stern, 2003b).

ii) Ampliamos el periodo muestral. Recordamos que el que utilizan estos autores es 1960-1990¹⁴⁵ y el de nuestro estudio es 1950-1999.

Antes de presentar los resultados que hemos obtenido, debemos insistir en el hecho de que las muestras de países que hemos definido (descritas en el apartado 4.3.1) no coinciden exactamente con las de Stern y Common. Como ya se ha indicado, la diferencia reside fundamentalmente en los países que integran la muestra no-OCDE.

4.3.2.2. Análisis de los resultados de la estimación. Comparación de los PC estimados para las emisiones de CO₂ y de azufre

♦ Estimación del modelo (4.1) para las emisiones de CO₂ y de azufre

En las Tablas 4.3 y 4.4 ofrecemos los resultados de la estimación del modelo (4.1) para las emisiones de CO₂ y para las emisiones de azufre con efectos fijos (MCO) y con efectos aleatorios.

Tabla 4.3.- Resultados de la estimación del modelo (4.1) con efectos fijos (MCO) y con efectos aleatorios para las emisiones de CO₂

VARIABLE DEPENDIENTE: $\ln(CO_2/POB)$						
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2871		OCDE94 <i>n</i> =1091		No-OCDE <i>n</i> =1780	
MODELO	E. fijos	E. aleatorios	E. fijos	E. aleatorios	E. fijos	E. aleatorios
Constante		-2,2371 (-27,43)*		-3,2372 (-31,69)*		-2,2647 (-18,97)*
$\ln PIB/POB$	1,3237 (38,95)*	1,5855 (52,07)*	2,6375 (36,11)*	2,7307 (40,49)*	1,0588 (24,13)*	1,4174 (36,24)*
$(\ln PIB/POB)^2$	-0,1748 (-19,19)*	-0,1705 (-18,73)*	-0,4580 (-22,70)*	-0,4509 (-28,64)*	-0,0664 (-4,56)*	-0,0856 (-5,68)*
R ² ajustado	0,96	0,96	0,94	0,94	0,95	0,94
Durbin- Watson	0,17	0,16	0,13	0,13	0,19	0,17
PC	44.039	104.431	17.798	20.664	2.884.079	3.932.287
Contraste Hausman		77,9812 (0,0000)		17,8046 (0,0001)		226,6894 (0,0000)
Contraste Bartlett	2235 (0,000)		480,7 (0,000)		1217 (0,000)	
*Significativas al 1%.						
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión y la probabilidad asociada para el contraste de Hausman. Los PC estimados están expresados en dólares per cápita (1990 US\$).						

¹⁴⁵ Utilizan datos de ASL and Associates (Lefohn *et al*, 1999).

Tabla 4.4.- Resultados de la estimación del modelo (4.1) con efectos fijos (MCO) y con efectos aleatorios para las emisiones de azufre

VARIABLE DEPENDIENTE: $\ln(S/POB)$						
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2830		OCDE94 <i>n</i> =1100		No-OCDE <i>n</i> =1730	
MODELO	E. fijos	E. aleatorios	E. fijos	E. aleatorios	E. fijos	E. aleatorios
Constante		0,7893 (4,75)*		-1,2704 (-6,20)*		0,5002 (1,98)**
$\ln PIB/POB$	1,5788 (21,43)*	1,6210 (25,44)*	3,9654 (26,44)*	4,4399 (31,09)*	1,0610 (11,05)*	1,1342 (14,17)*
$(\ln PIB/POB)^2$	-0,3269 (-16,56)*	-0,3663 (-19,26)*	-0,9523 (-22,88)*	-1,0731 (-32,18)*	-0,0826 (-2,59)*	-0,1066 (-3,45)*
R ² ajustado	0,87	0,87	0,82	0,80	0,86	0,87
Durbin- Watson	0,13	0,12	0,08	0,09	0,15	0,15
PC	11.188	9.140	8.020	7.915	611.320	204.560
Contraste Hausman		61,2265 (0,0000)		106,9608 (0,0000)		9,0585 (0,0107)
Contraste Bartlett	3039 (0,000)		372,50 (0,000)		1868 (0,000)	
PC en SyC (2001)	101.166	54.199	9.239	9.181	908.178	343.689
*Significativas al 1%; **Significativas al 5%.						
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión y la probabilidad asociada para el contraste de Hausman. Los PC estimados están expresados en dólares per cápita (1990 US\$). Incluimos los resultados de los PC estimados de Stern y Common (2001), SyC (2001) en la tabla.						

Para los efectos tiempo se ha introducido una variable ficticia para cada año. Hemos eliminado la ficticia de 1950 para evitar la multicolinealidad perfecta en la matriz de regresores.

Antes de proceder al comentario de los valores que figuran en las tablas, debemos destacar que los resultados del contraste de Hausman (Green, 1999) revelan la presencia de correlación entre la perturbación aleatoria y los regresores en las tres muestras de países, tanto cuando la variable dependiente es el CO₂ como cuando lo es el azufre, por lo que el estimador de efectos aleatorios no es consistente en ninguno de los casos. Por ello, centraremos más la atención en los resultados de la estimación con efectos fijos.

Asimismo, con el fin de facilitar la interpretación de los resultados, estimamos conveniente precisar que el nivel máximo de PIB per cápita de la muestra utilizada son los 28.083 dólares de 1990 que alcanza Estados Unidos en 1999.

Tras las puntualizaciones previas, pasamos a comentar las principales conclusiones que hemos extraído de la estimación del modelo (4.1).

1º) *Comparación entre OCDE94 y no-OCDE*. Tanto en el caso del CO₂ como en el del azufre, los menores PC se obtienen en las estimaciones para los países de la OCDE94 y, los más elevados, para los no-OCDE. Comprobamos así que lo descrito por Stern y Common (2001) para el azufre se reproduce en el caso del carbono, esto es, los PC estimados son mayores cuanto mayor es el número de países no OCDE incluidos en la muestra.

2º) *Comparación con los resultados de Stern y Common (2001)*. Si comparamos los PC que hemos estimado para las emisiones de azufre con los de Stern y Common (2001), observamos que, en todos los casos, los PC que se desprenden de nuestra estimación son inferiores. Aún así, la magnitud de la diferencia depende de la muestra que se considere:

- En el caso OCDE94, en el que la muestra de países que hemos utilizado prácticamente coincide con la de los citados autores (excepto en que no incluimos Luxemburgo), los resultados obtenidos en ambos estudios se aproximan, especialmente en la estimación con efectos fijos ya que, en este caso, el PC estimado por Stern y Common es 9.239 dólares per cápita y el obtenido en nuestra estimación es 8.020 dólares per cápita.
- En el caso no-OCDE, los PC estimados en ambos estudios están muy por encima del nivel máximo de renta de la muestra, aunque los obtenidos por Stern y Common son muy superiores.
- Comentario aparte merece lo que sucede en la muestra MUNDO. Mientras que en nuestra estimación los PC presentan valores inferiores al nivel máximo de renta, los obtenidos por Stern y Common son muy elevados, claramente fuera del rango de renta considerado.

Si tenemos en cuenta que, en el caso en el que las muestras son similares (OCDE94) los PC de ambos trabajos se aproximan, es posible que el hecho de que Stern y Common obtengan PC notoriamente superiores a los que se desprenden de nuestras estimaciones en las otras dos muestras (no-OCDE y MUNDO) se deba a que

en ellas incluyen un número mayor de países no OCDE, lo que seguiría confirmando su hipótesis.

3º) *Comparación entre CO₂ y azufre*. En todas las muestras, los PC estimados para el CO₂ han resultado superiores a los obtenidos para el azufre. Podemos precisar algo más las diferencias en cada una de ellas:

- Para la muestra OCDE94, los PC estimados tanto para el carbono como para el azufre están dentro del rango de la muestra de renta, aunque el PC sería menor en el segundo caso.
- En la muestra MUNDO, el PC de las emisiones de azufre está dentro del rango de la muestra de renta y bastante alejado del nivel máximo. Por el contrario, el PC de las emisiones de CO₂ está fuera de dicho rango y muy alejado del nivel máximo.
- Para la muestra de países no-OCDE, el PC estimado es muy superior en todos los casos al nivel máximo de renta pero ostensiblemente mayor en el caso de las emisiones de CO₂.

En relación con lo anterior, recordamos que Stern y Common (2001) ponían en duda el hecho de que los PC para las emisiones de CO₂ fuesen sistemáticamente superiores a aquellos para el azufre, puesto que dichos resultados podían estar condicionados por el peso de los países no OCDE en las muestras seleccionadas en los distintos estudios. Ahora bien, en nuestra estimación del modelo (4.1), hemos obtenido que, utilizando las mismas muestras de países y años, los PC resultan superiores en el caso del carbono en todos los casos.

En resumen, podemos concluir que los resultados de esta primera estimación apoyan la hipótesis de Stern y Common de que las muestras con mayor peso de países con renta baja (no OCDE) ofrecen PC estimados superiores. Hemos comprobado que este hecho se produce tanto para el caso del azufre como para el del CO₂. Ahora bien, de nuestro análisis se desprende que, dada la misma muestra de países, los PC estimados para las emisiones de CO₂ sí son superiores a los de las emisiones de azufre, por lo que se apoyaría en principio la idea de que el contaminante global presenta mayores PC estimados.

Al igual que Stern y Common, hemos llevado a cabo esta primera estimación del modelo (4.1) sin tener en cuenta la posible presencia de heterocedasticidad y de autocorrelación. Dicho esto, corresponde matizar que estos autores sí detectan autocorrelación de primer orden, pero no indican que la tengan en cuenta en la estimación. Tampoco hacen ninguna referencia al hecho de que haya sido contrastada la hipótesis nula de homocedasticidad. Suponemos que ello se debe a que consideran innecesario ir más allá dado que parten de la base de que el modelo (4.1) está mal especificado.

En nuestro caso, hemos contrastado la hipótesis de igualdad de varianzas utilizando el contraste de Bartlett¹⁴⁶ y se ha rechazado la misma en todas las muestras¹⁴⁷. Además, los bajos valores del estadístico Durbin-Watson advierten de la posible presencia de autocorrelación de primer orden, al margen de que esos valores tan bajos estén indicando la mala especificación del modelo, como ya hemos comentado extensamente en el Capítulo 2.

Ante estos resultados, y aunque nosotros también partimos del supuesto de que la especificación del modelo CKA único en forma reducida es deficiente –de hecho, nuestro análisis en capítulos posteriores se alejará de esta línea–, hemos optado por incluir, sin ánimo de extendernos, los resultados obtenidos de la estimación del modelo (4.1) teniendo en cuenta la presencia tanto de autocorrelación como de heterocedasticidad por grupos. Incluimos los resultados de la estimación en las Tablas 4.5 y 4.6.

Como puede apreciarse en dichas tablas, la contrastación de la hipótesis CKA resulta más problemática cuando el modelo (4.1) se estima por MCG. En primer lugar, el término cuadrático del PIB deja de ser significativo en las muestras MUNDO y OCDE94 para el azufre y lo es al 10% en la muestra OCDE94 para el carbono. En las tres estimaciones restantes es significativo al menos al 5% pero en dos de ellas es positivo, concretamente en las muestras MUNDO y no-OCDE para el carbono. De hecho, únicamente en dos casos, en la muestra OCDE94 para las emisiones de carbono y en la muestra no-OCDE para las emisiones de azufre, el signo del coeficiente del

¹⁴⁶ Judge *et al* (1985); Socal y Rohlfs (1995).

¹⁴⁷ En todos los casos se ha repetido la prueba utilizando los contrastes de Levene (Levene, 1960) y de Brown-Forsythe (Brown y Forsythe, 1974), llegándose al resultado de rechazo de la hipótesis de igualdad de las varianzas.

término cuadrático del PIB es negativo. Aún así, los PC estimados en dichos casos son muy elevados. Como ya hemos señalado en el Capítulo 2, es poco frecuente en la literatura que se tengan en cuenta la heterocedasticidad y la autocorrelación en la estimación del modelo CKA.

Tabla 4.5.- Resultados de la estimación del modelo (4.1) con efectos fijos y MCG considerando autocorrelación y heterocedasticidad por grupos (con ponderaciones *cross-section*) para las emisiones de CO₂

VARIABLE DEPENDIENTE: $\ln(CO_2/POB)$			
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2812	OCDE94 <i>n</i> =1069	No-OCDE <i>n</i> =1743
$\ln PIB/POB$	0,4599 (8,43)*	1,2165 (5,95)*	0,3099 (5,03)*
$(\ln PIB/POB)^2$	0,0406 (3,05)*	-0,0958 (-1,86)***	0,0854 (4,45)*
R ² ajustado	0,99	0,99	0,997
Durbin- Watson	2,2490	1,2786	2,0582
PC		571.089	
*Significativas al 1%. **Significativas al 5%. ***Significativas al 10%.			
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión. El PC estimado está expresado en dólares per cápita (1990 US\$).			

Tabla 4.6.- Resultados de la estimación del modelo (4.1) con efectos fijos y MCG considerando autocorrelación y heterocedasticidad por grupos (con ponderaciones *cross-section*) para las emisiones de azufre

VARIABLE DEPENDIENTE: $\ln(S/POB)$			
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2773	OCDE94 <i>n</i> =1078	No-OCDE <i>n</i> =1695
$\ln PIB/POB$	0,5400 (6,96)*	0,6983 (1,82)***	0,5250 (6,86)*
$(\ln PIB/POB)^2$	0,0024 (0,10)	0,0318 (0,36)	-0,0518 (-2,11)**
R ² ajustado	0,99	0,99	0,99
Durbin- Watson	1,76	1,80	1,74
PC			158.427
*Significativas al 1%. **Significativas al 5%. ***Significativas al 10%.			
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión. El PC estimado está expresado en dólares per cápita (1990 US\$).			

♦ **Estimación del modelo (4.3) para las emisiones de CO₂ y de azufre**

Presentamos en las Tablas 4.7 y 4.8 los resultados de la estimación del modelo (4.3).

Tabla 4.7.- Resultados de la estimación del modelo (4.3) para las emisiones de CO₂ con MCG introduciendo ponderaciones *cross-section*

VARIABLE DEPENDIENTE: $\Delta \ln (CO_2/POB)$			
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2812	OCDE94 <i>n</i> =1069	No-OCDE <i>n</i> =1743
$\Delta \ln PIB/POB$	0,7886 (12,93)*	1,5774 (8,19)*	0,6629 (9,61)*
$\Delta(\ln PIB/POB)^2$	-0,0518 (-2,98)*	-0,1877 (-4,20)*	-0,0366 (-1,55)
R ² ajustado	0,20	0,32	0,17
Durbin- Watson	2,17	2,31	2,15
PC	2.004.188	66.812	8.479.179
*Significativas al 1%. **Significativas al 5%. ***Significativas al 10%.			
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión. Los PC estimados están expresados en dólares per cápita (1990 US\$).			

Tabla 4.8.- Resultados de la estimación del modelo (4.3) para las emisiones de azufre con MCG introduciendo ponderaciones *cross-section*

VARIABLE DEPENDIENTE: $\Delta \ln (CO_2/POB)$			
REGIÓN	Mundo <i>n</i> =2773	OCDE94 <i>n</i> =1078	No-OCDE <i>n</i> =1695
$\Delta \ln PIB/POB$	0,7706 (9,10)*	1,5870 (5,12)*	0,6237 (6,79)*
$\Delta(\ln PIB/POB)^2$	-0,1031 (-4,17)*	-0,1713 (-2,34)**	-0,0884 (-2,79)*
R ² ajustado	0,14	0,31	0,08
Durbin- Watson	1,63	1,66	1,68
PC	41.934	102.769	34.094
PC SyC (2001)	33.290	55.481	18.039
*Significativas al 1%. **Significativas al 5%. ***Significativas al 10%.			
NOTA: Las cifras entre paréntesis son los valores del estadístico <i>t</i> de los coeficientes de regresión. Los PC estimados están expresados en dólares per cápita (1990 US\$). Incluimos los PC estimados (sin ponderaciones <i>cross section</i>) por Stern y Common (2001), SyC(2001) en la tabla.			

Stern y Common (2001) contrastan la hipótesis de homocedasticidad en el modelo (4.2) y no encuentran problemas de heterocedasticidad¹⁴⁸. Por el contrario, en nuestra estimación del modelo (4.3), el contraste de Bartlett rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas en todas las muestras¹⁴⁹, por lo que la estimación la haremos con MCG con ponderaciones *cross-section*.

En los resultados de la estimación del modelo (4.3), observamos que el término cuadrático del PIB per cápita en primeras diferencias es negativo y significativo en todos los casos excepto en el de la muestra no-OCDE para el CO₂, en el que no es significativo. Ahora bien, todos los PC estimados quedan claramente fuera del rango de renta considerado. Además, los PC obtenidos en nuestra estimación para el azufre son muy superiores a los estimados por Stern y Common (2001), como se recoge en la Tabla 4.8.

Como ya comentamos en el Capítulo 2, Suri y Chapman (1998, p. 199) señalaban que la variable PIB representa el efecto escala de la actividad económica sobre las emisiones y que el PIB al cuadrado estaría recogiendo todos los factores que estarían variando en la economía a medida que el PIB crece (Suri y Chapman citaban el efecto composición, la concienciación medioambiental o las regulaciones). Teniendo esto en cuenta podríamos decir, según los resultados obtenidos en la estimación del modelo (4.3), que aunque los factores que varían con el crecimiento del PIB pudieran estar ejerciendo una presión a la baja sobre las emisiones, como indicaría el signo negativo del coeficiente estimado del término cuadrático del PIB, este impulso habría sido insuficiente para compensar el efecto escala y poder así cambiar la tendencia creciente de las emisiones en el rango de renta considerado.

Por otra parte, no parece que la estimación del modelo CKA en primeras diferencias propuesto por Stern y Common (2001) haya resuelto el problema de la sensibilidad de los PC estimados a la muestra de países utilizada. Como puede observarse, los PC estimados en el caso del carbono difieren sustancialmente dependiendo de la

¹⁴⁸ No aparece ninguna referencia a que se haya vuelto a contrastar en la estimación del modelo (4.3).

¹⁴⁹ En todos los casos se ha repetido la prueba utilizando los contrastes de Levene (Levene, 1960) y de Brown-Forsythe (Brown y Forsythe, 1974), llegándose al resultado de rechazo de la hipótesis de igualdad de las varianzas.

muestra seleccionada. En el caso del azufre, nuestras estimaciones presentan diferencias más notables entre los PC que las de los estimados por Stern y Common. Aún así, resulta *a priori* paradójico que, tanto en los resultados de nuestra estimación para el azufre como en los de Stern y Common, el PC estimado para la muestra OCDE94 sea muy superior al de la muestra no-OCDE cuando ya hemos visto que las emisiones de azufre comenzaron a disminuir antes, y lo han hecho más, precisamente en los países OCDE (Gráfico 4.1). Por la misma razón, también sorprende que el PC estimado para el azufre en los países OCDE94 sea muy superior al obtenido con la misma muestra para el CO₂.

Una posible explicación es que hayan sido otros factores no relacionados con el incremento de la renta per cápita los que han favorecido la reducción de las emisiones de azufre en los países OCDE94, factores que no estarían actuando del mismo modo sobre las emisiones de CO₂ ni sobre los países no-OCDE.

Buscaremos, por tanto, otros factores que puedan explicar la evolución de las emisiones tanto de azufre como de CO₂. En esta tarea, que ocupará el resto de nuestra investigación, el primer paso será analizar la información que las estimaciones realizadas nos ofrecen sobre los efectos tiempo.

Aún así, ha de tenerse en cuenta que un modelo global único en forma reducida, aunque sea en primeras diferencias, sigue siendo una especificación deficiente (Stern y Common, p. 175)¹⁵⁰. Es por ello que los resultados obtenidos deberán interpretarse con cautela.

4.3.2.3. Análisis de los efectos tiempo resultantes de la estimación CKA

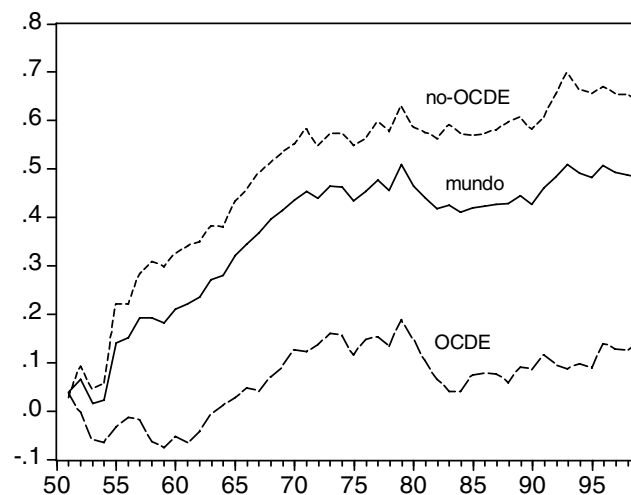
Como ya se explicó en el Capítulo 2, los efectos tiempo recogen variables omitidas que varían con el tiempo y *shocks* estocásticos comunes a todos los países. Por ello, utilizaremos los efectos tiempo estimados en los modelos anteriores con la finalidad de analizar tanto los rasgos comunes que dichos efectos puedan estar detectando

¹⁵⁰ Sobre esta cuestión véase también lo ya referido en el Capítulo 2 (epígrafe 2.4.1).

en cada grupo de países como las similitudes y diferencias entre los efectos tiempo de ambos contaminantes (dióxido de carbono y azufre). Se trata de realizar una aproximación preliminar que proporcione algunas pautas para el trabajo por países que se realizará en los siguientes capítulos.

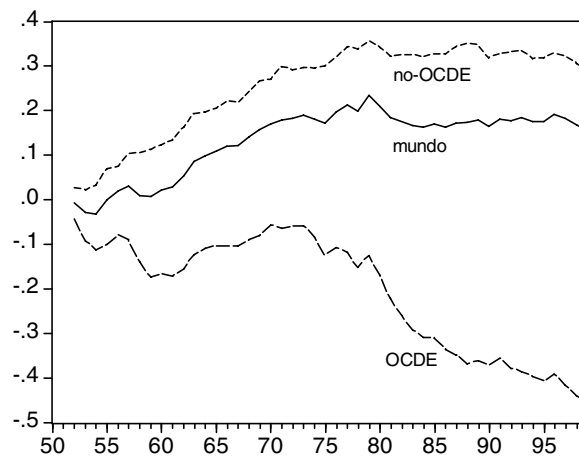
En los Gráficos 4.2, 4.3 y 4.4, se representa la evolución de los efectos tiempo obtenidos en las estimaciones de los modelos (4.1) y (4.3) para las emisiones de CO₂ y, en los Gráficos 4.5, 4.6 y 4.7, los obtenidos para las de azufre. Como ya hemos señalado previamente, la estimación preferida, según Stern y Common, sería la del modelo (4.3) en primeras diferencias. Por ello, y para simplificar, nos referiremos de aquí en adelante a este modelo como el modelo “preferible”. Los efectos tiempo resultantes de la estimación del modelo preferible son, por tanto, los que aparecen representados en el Gráfico 4.4, en el caso del CO₂, y en el Gráfico 4.7, en el caso del azufre.

Gráfico 4.2.- Efectos tiempo de la estimación del modelo (4.1) para las emisiones de CO₂ con efectos fijos (MCO)



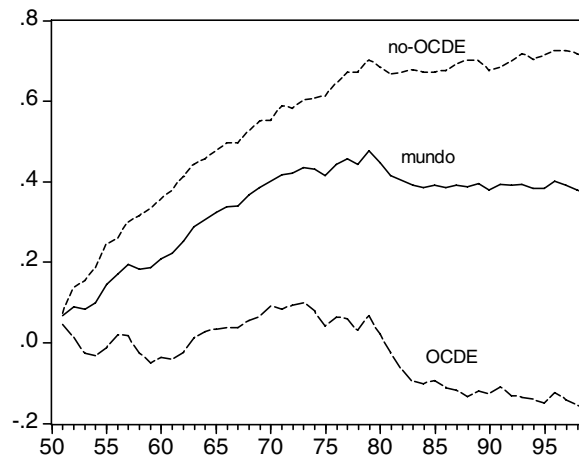
NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales.

Gráfico 4.3.- Efectos tiempo de la estimación del modelo (4.1) para la emisiones de CO₂ con efectos fijos y MCG considerando autocorrelación y heterocedasticidad por grupos (con ponderaciones *cross section*)



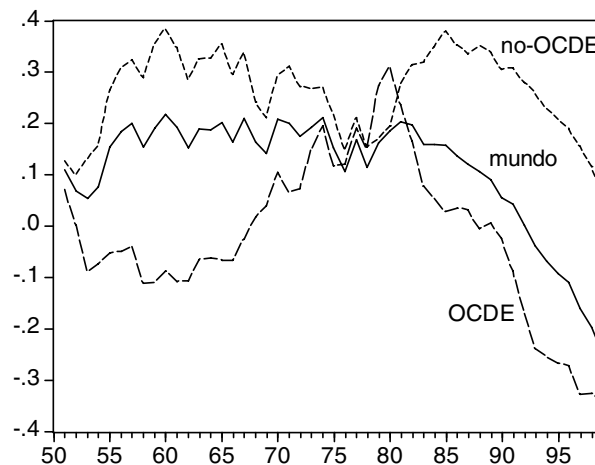
NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales.

Gráfico 4.4.- Efectos tiempo integrados de la estimación del modelo (4.3) para las emisiones de CO₂ con ponderaciones *cross-section*



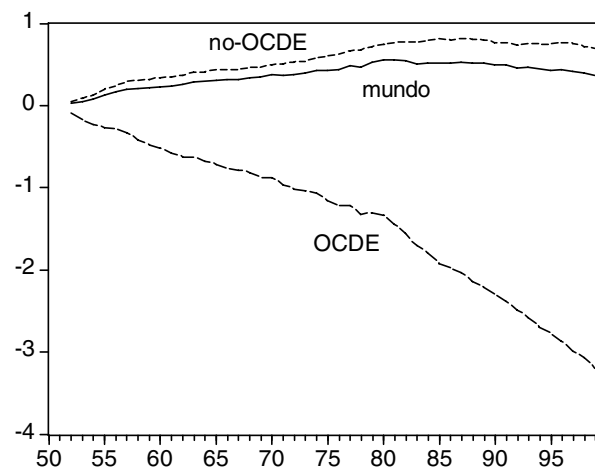
NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales integrados.

Gráfico 4.5.- Efectos tiempo de la estimación del modelo (4.1) para las emisiones de azufre con efectos fijos (MCO)



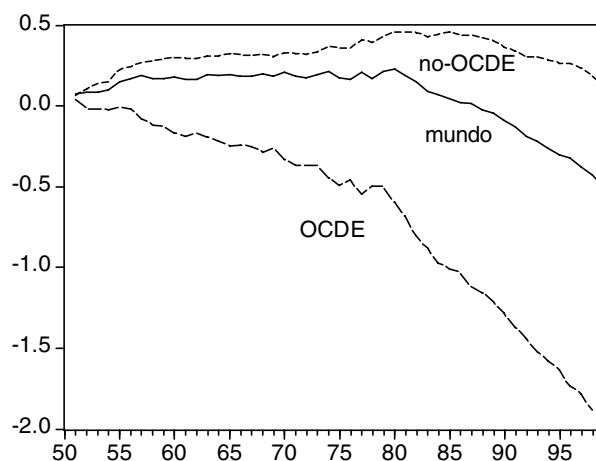
NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales.

Gráfico 4.6.- Efectos tiempo de la estimación del modelo (4.1) para la emisiones de azufre con efectos fijos y MCG considerando autocorrelación y heterocedasticidad por grupos (con ponderaciones *cross section*)



NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales.

Gráfico 4.7.- Efectos tiempo integrados de la estimación del modelo (4.3) para las emisiones de azufre con ponderaciones *cross-section*



NOTA: Los efectos tiempo representados son los coeficientes de regresión estimados de las variables ficticias anuales integrados.

♦ Los efectos tiempo para las emisiones de CO₂

En el Gráfico 4.4, en el que se representan los efectos tiempo resultantes de la estimación del modelo preferible para el CO₂, se observa que los efectos tiempo para los países OCDE94 son inferiores a los estimados para la muestra MUNDO y estos, a su vez, inferiores a los estimados para los países no-OCDE.

Para la muestra no-OCDE, los efectos tiempo son siempre positivos (también para la muestra MUNDO). Exhiben una tendencia fuertemente creciente que se trunca en 1979, sufren una ligera disminución y vuelven a mostrar una tendencia, aunque ahora suave, a crecer.

Para la muestra OCDE94, los efectos tiempo son continuamente positivos entre 1963 y 1980 pero son claramente negativos a partir de esta fecha. La tendencia creciente que seguían los efectos tiempo desde 1959 se detiene en 1973 aunque la reducción más acusada comienza a observarse a partir de 1979 (hasta tornarse negativos, como acabamos de indicar).

A pesar de las diferencias existentes entre el Gráfico 4.4 y los Gráficos 4.2 y 4.3, lo cierto es que algunas de las pautas expuestas se repiten. Quizá lo más destacable sea que en los tres gráficos la fase de fuerte crecimiento de los efectos tiempo en los países OCDE94 se frena en 1973 y que la reducción más acusada se produce después de 1979. En el caso de los países no-OCDE, también los tres gráficos coinciden en la importancia del año 1979 en el cambio en la trayectoria de la curva que representa los efectos tiempo.

Por lo tanto, dado que los años 1973 y 1979 son las fechas en las que comienzan las dos crisis petrolíferas, los efectos tiempo obtenidos, tanto en la estimación del modelo (4.1) como en la del modelo (4.3), estarían recogiendo el impacto de dichas crisis en la evolución de las emisiones de CO₂. Parece así que los efectos tiempo estimados estarían apuntando a la existencia de factores (variables omitidas) que habrían estado impulsando al alza la curva estimada en todas las muestras hasta la década de los setenta. A partir de ahí, si atendemos a los resultados recogidos en el Gráfico 4.4 (modelo preferible), habría factores que seguirían ejerciendo un efecto positivo pero mucho más estabilizado desde 1979 en los países no-OCDE; por el contrario, en el caso de los países OCDE94, las variables omitidas ejercerían un impacto negativo sobre las emisiones que comenzaría a notarse en 1973 pero se intensificaría después de 1979.

♦ Los efectos tiempo para las emisiones de azufre

En el Gráfico 4.7, donde se representan los efectos tiempo de la estimación del modelo preferible para el azufre, se observa que, al igual que sucedía con el CO₂, los efectos tiempo estimados son mayores en los países no-OCDE que en los países OCDE94.

Los efectos tiempo obtenidos para los países no-OCDE son positivos durante todo el periodo. Muestran una tendencia ligeramente creciente hasta 1979 y comienzan una senda descendente a partir de 1985.

Los efectos tiempo estimados para la muestra OCDE94 son negativos durante todo el periodo. La trayectoria de la curva es marcadamente descendente y su pendiente se agudiza a partir de 1979.

Como puede observarse, lo expuesto para los efectos tiempo del Gráfico 4.7 es también válido para el Gráfico 4.6¹⁵¹. Pero podemos constatar muy pocas coincidencias con el Gráfico 4.5 (el de la estimación MCO). Coinciden en que los efectos tiempo para la muestra no-OCDE son siempre positivos y exhiben una trayectoria descendente a partir de 1985 (aunque la evolución anterior sea diferente). También coinciden en la importancia del año 1979 en la evolución de los efectos tiempo en OCDE94. En el Gráfico 4.5, los efectos tiempo disminuyen a partir de 1979 (pero, a partir de esa fecha, sólo son negativos desde finales de los ochenta).

Por tanto, en el caso del azufre, las grandes diferencias entre los dos gráficos señalados no permiten extraer unas conclusiones generales claras. Ahora bien, si atendemos a los efectos tiempo estimados con el modelo preferible, tendríamos que en los países OCDE94 existirían factores (variables omitidas) que habrían estado desplazando la curva hacia abajo desde principios del periodo, aunque sus efectos se intensificarían a partir de 1979.

Podemos ahora comparar los efectos tiempo resultantes de nuestra estimación del modelo preferible para el azufre con los obtenidos por Stern y Common (2001).

Estos autores interpretan los efectos tiempo obtenidos en la estimación en primeras diferencias como las tasas de cambio tecnológico específicas para cada periodo. Teniendo esto en cuenta, la conclusión a la que llegan sobre la evolución de los efectos tiempo en la OCDE coincide, en líneas generales, con la que se desprende de nuestra estimación ya que, según sus resultados, el progreso técnico que disminuye las emisiones continúa a lo largo de todo el periodo muestral. Existe, sin embargo, una diferencia subrayable entre ambos estudios, tanto en los resultados como en su interpretación, ya que estos autores detectan una gran mejora técnica entre 1981 y 1983 que asocian a la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia (1979) mientras que, en nuestro caso, la curva aumenta ya su pendiente negativa a partir de 1979, por lo que nos resulta difícil atribuir todo el mérito del cambio a la Convención sin considerar el posible impacto de la segunda crisis del petróleo.

¹⁵¹ Aún así, debemos recordar que los resultados de la estimación del modelo (4.1) con MCG no eran en absoluto satisfactorios en el caso del azufre, ya que la variable que recogía el PIB al cuadrado no era significativa.

En cuanto a los efectos tiempo en los países no OCDE, observan que el cambio técnico es productor de emisiones hasta mediados de los setenta y, posteriormente, provocaría una lenta disminución de las emisiones. Según estos autores: “Esto puede apoyar la hipótesis de que la crisis energética de 1973 tuvo algún efecto sobre las emisiones de azufre, pero irónicamente no la tendría para los países desarrollados estudiados por Moomaw y Unruh (1997) y Unruh y Moomaw (1998)” (Stern y Common, 2001, p. 174).

No compartimos esta conclusión por dos razones. En primer lugar, los efectos tiempo resultantes de nuestra estimación para las emisiones de azufre apuntarían a que el cambio en el progreso técnico en los países no-OCDE se produce a mediados de los ochenta y no de los setenta. Según nuestro trabajo, por tanto, el progreso técnico habría afectado antes a las emisiones en los países OCDE, por lo que podría pensarse en una posterior difusión tecnológica a los países no OCDE.

En segundo lugar, estos autores no tienen en cuenta la posible relevancia de la crisis de 1979 sobre la evolución de las emisiones de azufre en los países OCDE⁹⁴. Los trabajos citados de Moomaw y Unruh se centran, como hemos explicado en el Capítulo 2, en las emisiones de CO₂ y no de azufre, y los resultados de nuestras estimaciones de los efectos tiempo apoyan su tesis sobre el impacto de las crisis del petróleo (tanto del 73 como del 79) sobre las emisiones de carbono en los países OCDE. Pero no se observaría sólo en el caso del carbono sino que, como acabamos de exponer, la curva de los efectos tiempo que hemos estimado para el azufre en los países OCDE aumenta su inclinación a partir de 1979, lo que puede atribuirse tanto a la crisis petrolífera como a la Convención que se celebra también ese año.

En resumen, y para finalizar, la principal conclusión que podemos obtener de los resultados de las estimaciones y del análisis de los efectos tiempo de modelo preferible es que, aunque pueda haber factores relacionados con la variación en la renta que puedan estar matizando el efecto escala, su impacto no es suficiente como para garantizar que el PC estimado se produzca en unos niveles de renta per cápita alcanzables ni en los países OCDE⁹⁴ ni en los no-OCDE. Ahora bien, la respuesta podría estar en los efectos tiempo, de modo que serían variables omitidas que varían con el tiempo y *shocks* comunes los que estarían favoreciendo la disminución de las emisiones que se

observa en los países OCDE; en el caso del azufre, los efectos tiempo estarían ejerciendo una acción reductora desde principios del periodo y, en el del carbono, desde las crisis de los setenta, aunque en ambos casos el impacto se agudizaría a partir de 1979. En relación con los países no-OCDE, también se observan los efectos de las crisis petrolíferas, que habrían suavizado el crecimiento de los efectos tiempo.

Dado que el trabajo de Moomaw y Unruh (1997) apunta precisamente a la importancia de las crisis del petróleo, lo utilizaremos como referencia en el próximo capítulo para indagar en las variables omitidas que pueden estar siendo representadas por los efectos tiempo y en su impacto sobre las emisiones.

Como apunte final a este epígrafe dedicado a la estimación econométrica del modelo CKA, para trabajos posteriores, y con el objeto de profundizar en la relación entre los indicadores ambientales y la renta, se puede plantear una especificación de un modelo dinámico mixto, tal y como propone Guisán (2001), por las ventajas que ello supone en determinadas circunstancias (por ejemplo, cuando la perturbación no es estacionaria) frente a la especificación en niveles e incluso en diferencias).

4.3.2.4. Principales conclusiones del análisis de la estimación CKA

Las principales conclusiones que hemos obtenido de nuestro análisis son:

- 1) En el examen de los datos, hemos observado que las emisiones de CO₂ han seguido una evolución diferente a las de azufre en el periodo estudiado (1950-1999). Mientras las emisiones de CO₂ mundiales mantienen una tendencia, en general, creciente, las de azufre comienzan a disminuir a partir de 1990. Esta misma evolución se observa en los países que no pertenecen a la OCDE94. En los países OCDE94, las emisiones de azufre comienzan ya la tendencia decreciente desde 1973, mientras que las de CO₂ cambian su evolución a partir de 1979, tendiendo a aplanarse la curva.
- 2) En la estimación del modelo CKA básico con efectos fijos (MCO) y con efectos aleatorios (las estimaciones habituales en los estudios CKA), el PC estimado tanto para el CO₂ como para el azufre con la muestra OCDE94 queda dentro del rango

de renta, lo contrario de lo que sucede con la muestra no-OCDE. El resultado varía sustancialmente cuando se estima el modelo CKA en primeras diferencias (modelo preferible según Stern y Common, 2001). En este caso, al igual que habían detectado Stern y Common para el azufre, los PC estimados quedan fuera del rango de renta en todas las muestras (tanto para el azufre como para el CO₂) y, consecuentemente, todas las curvas estimadas son monótonas crecientes en ese rango.

- 3) Por tanto, si consideramos que la variable PIB per cápita representa el efecto escala de la actividad económica sobre las emisiones y que el PIB per cápita al cuadrado recoge todos los factores que están variando con la economía a medida que el PIB crece, podríamos decir que, si atendemos a los PC estimados con el modelo en primeras diferencias, los efectos asociados al crecimiento de la renta per cápita no parecen haber sido muy relevantes en la reducción (en el azufre) o en la estabilización (en el CO₂) de las emisiones per cápita.
- 4) Stern y Common ponían de relieve una deficiencia de los estudios que estiman el modelo CKA básico en su especificación habitual. Esta deficiencia era la excesiva sensibilidad de los PC estimados a la muestra de países seleccionada, de forma que los PC estimados para muestras con un mayor número de países no OCDE serían sistemáticamente superiores. De esta forma, el hecho de que, en general, los estudios sobre CO₂ utilizasen muestras con más países no OCDE que aquellos sobre emisiones de azufre, les llevaba a poner en tela de juicio la hipótesis, ampliamente aceptada en la literatura, de que los PC para un contaminante global como el CO₂ son superiores a los de uno local como el azufre. Con el fin de contrastar esta hipótesis, hemos realizado la estimación utilizando las mismas muestras de países y años para el carbono y para el azufre. Los resultados obtenidos han sido los siguientes:
 - a) Cuando hemos estimado el modelo CKA básico con efectos fijos (MCO) y con efectos aleatorios, hemos comprobado que, efectivamente, los PC estimados para ambos contaminantes eran claramente inferiores en la muestra de países OCDE94, pero también hemos observado que los obtenidos para el CO₂ eran sistemáticamente superiores a los del azufre en todas las muestras.

- b) Cuando hemos estimado el modelo en primeras diferencias (estimación preferible según Stern y Common), no parece haberse resuelto el problema de la variabilidad del PC estimado. Además, nos ha conducido al resultado, *a priori* paradójico de que el PC estimado para las emisiones de azufre en los países OCDE94 es notoriamente superior al estimado tanto para las emisiones de azufre en países no-OCDE como para las emisiones de CO₂ en países OCDE94, cuando son precisamente las emisiones de azufre en los países OCDE las que han comenzado a disminuir antes y lo han hecho en mayor medida. Estos resultados podrían estar apuntando hacia factores no relacionados con la variación de la renta per cápita como posibles explicaciones a la reducción de las emisiones (o bien, a problemas de especificación del modelo).
- 5) Aunque, atendiendo a los resultados del modelo en primeras diferencias, los efectos renta no habrían desempeñado un papel importante en la reducción o estabilización de las emisiones, sí podrían haberlo hecho los efectos tiempo. En este caso, los resultados obtenidos señalan al posible impacto sobre el progreso técnico de las crisis petrolíferas de los setenta, especialmente la de 1979, tanto en países OCDE94 como no-OCDE. En los países OCDE94, los factores recogidos por los efectos tiempo habrían ejercido, a partir de 1979, una presión a la baja tanto sobre las emisiones de CO₂ como sobre las de azufre, aunque en este segundo caso el análisis realizado no permite precisar si la causa es la crisis del petróleo o si lo es el acuerdo adoptado en la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia celebrada, también, ese año. En los países no-OCDE, las crisis petrolíferas podrían haber frenado la constante presión al alza que vendría ejerciendo el progreso técnico sobre las emisiones de CO₂; en cuanto a las emisiones de azufre, la difusión tecnológica habría conducido a que las emisiones disminuyesen a partir de mediados de la década de los ochenta.

Todas las conclusiones aquí expuestas tienen, como ya hemos indicado, el carácter de preliminares, dados los inconvenientes, ya suficientemente reseñados, de la estimación de un modelo CKA único en forma reducida. El resto de nuestro trabajo se centrará en el estudio de lo sucedido en cada uno de los países. Ahora bien, tendremos en esa fase en consideración el posible impacto sobre las emisiones tanto de las

crisis petrolíferas como de los acuerdos internacionales, precisamente por tratarse de los acontecimientos hacia los que apunta el análisis de los efectos tiempo llevado a cabo.

Capítulo 5

Análisis gráfico por países de la relación entre el PIB per cápita y las emisiones de CO₂ y de azufre

Análisis gráfico por países de la relación entre el PIB per cápita y las emisiones de CO₂ y de azufre

5.1. INTRODUCCIÓN

Los resultados de la estimación del modelo CKA llevada a cabo en el capítulo anterior restaban relevancia a los factores asociados al crecimiento del PIB en la disminución de las emisiones, tanto de dióxido de carbono como de azufre. Por el contrario, apuntaban a la importancia de los “efectos tiempo” en el cambio en la relación emisiones-PIB, concretamente, a las crisis petrolíferas de los setenta y a los acuerdos sobre contaminación atmosférica transfronteriza.

Ahora bien, como ya hemos comentado en capítulos anteriores, la posibilidad de que un modelo CKA global único en la forma reducida esté mal especificado nos ha conducido a estudiar más detenidamente los rasgos comunes existentes entre contaminantes y países en los que, aparentemente, se cumple la hipótesis CKA, tarea que ocupará el resto de nuestra investigación.

Con tal fin, comenzamos realizando, en el apartado 5.2, un análisis gráfico de la relación existente entre el PIB per cápita y las emisiones de dióxido de carbono per cápita por países. Nuestro objetivo es clasificar estos en función de la trayectoria seguida por dicha relación. Una vez agrupados los países que han seguido trayectorias similares, estudiaremos si presentan también rasgos comunes en el comportamiento temporal o en la magnitud de las dos variables estudiadas.

En el apartado 5.3, utilizaremos la clasificación de países obtenida en el epígrafe anterior para comprobar si aquellos que seguían trayectorias análogas en la relación PIB-CO₂ también presentan similitudes en la relación entre el PIB per cápita y las emisiones de azufre per cápita. Compararemos, además, la evolución de ambas trayectorias. Por último, al igual que se hizo en el caso de las emisiones de dióxido de carbono, se buscarán los rasgos comunes, tanto en la magnitud como en la evolución temporal de las variables consideradas, que comparten los países en los que se observan trayectorias azufre-PIB similares.

Dado que la base de este análisis gráfico se hará en términos per cápita, cualquier mención en el resto del capítulo a la curva (o trayectoria, o senda, o relación) CO₂-PIB se deberá interpretar como la curva trazada al representar el PIB per cápita en el eje de abscisas y las emisiones de CO₂ per cápita en el eje de ordenadas. Cuando se pretenda hacer referencia al volumen total de emisiones se hará explícitamente. Lo mismo es aplicable a la curva azufre-PIB, que se referirá a la curva que se dibuja al representar el PIB per cápita en el eje de abscisas y las emisiones de azufre per cápita en el eje de ordenadas.

5.2. ANÁLISIS GRÁFICO DE LA RELACIÓN CO₂-PIB

Como hemos señalado, comenzaremos clasificando los países en función de la trayectoria seguida por la relación CO₂-PIB. Con este fin, utilizaremos como punto de partida el trabajo realizado por Moomaw y Unruh (1997). Dado que el contenido y las conclusiones más destacables de dicho trabajo ya fueron expuestos en el Capítulo 2 (apartado 2.5), nos limitaremos en este epígrafe a indicar las principales diferencias y similitudes entre nuestro análisis y el de los autores citados. Por ello, como paso previo, estimamos oportuno precisar las diferencias existentes, en primer lugar, en los datos empleados y, en segundo lugar, en los criterios adoptados para la clasificación.

En cuanto a los datos, estos autores utilizan las emisiones de CO₂ per cápita del CDIAC del Oak Ridge National Laboratory¹⁵² y las series de PIB real per cápita (en

¹⁵² Oak Ridge National Laboratory (1995): "Estimates of global, regional and national CO₂ emissions from fossil fuel burning, hydraulic cement and gas flaring: 1925-1992", ONRL/CDIAC-90 NDP-030/R6.

dólares de 1985) de las Penn World Tables (Summers y Heston, 1991, 1994)¹⁵³. Toman estos datos para el periodo 1950-1992.

En nuestro caso, los datos utilizados para el análisis gráfico son los que se describieron en el apartado 4.3.1. Por lo tanto, en relación con los empleados por Moomaw y Unruh, no coincide la fuente de los datos del PIB per cápita (ni el año base), pero sí la fuente de los datos de emisiones, el Oak Ridge National Laboratory (ORNL). Ahora bien, cabe puntualizar que Moomaw y Unruh toman los datos que el ORNL ofrece ya en términos per cápita mientras que nosotros tomamos de esa fuente las emisiones totales y calculamos las emisiones per cápita utilizando los datos de población de University of Groningen and the Conference Board (2002). Además, abarcamos un periodo más amplio, de 1950 a 1999.

Respecto a los criterios de clasificación, también hemos introducido algunas diferencias.

Estos autores dividen los países en tres grupos:

- Países Tipo 1: países en los que la relación CO₂-PIB sufre una transición discontinua a raíz de la cual dicha relación cambia de una fuerte correlación positiva entre ambas variables a estar negativa o débilmente correlacionadas. En la clasificación de estos autores, estos países resultaron ser todos de la OCDE (Austria, Bélgica, Canadá, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania Occidental, Islandia, Italia, Japón, Luxemburgo, Holanda, Suecia, Suiza, Reino Unido y Estados Unidos).
- Países Tipo 2: en este grupo incluyen, por un lado, países que mantienen una correlación positiva entre emisiones de CO₂ y PIB y, por otro, países que sufren una contracción económica y, como consecuencia de ello, declinan sus emisiones. Este grupo estaría formado por algunos países en desarrollo y por países que tienen o han tenido economías centralmente planificadas.
- Países Tipo 3: también descritos como “caóticos” ya que no muestran una relación consistente entre ambas variables. Se trata de países en desarrollo que no han mantenido un crecimiento del PIB consistente durante el periodo muestral.

¹⁵³ Summers, R. y Heston, A. (1991): “Penn World Table (Mark 5): An expanded set of international comparisons, 1950-1988”, *Quarterly Journal of Economics*, 56, pp. 327-369.

Summers, R. y Heston, A. (1994): “An expanded set of international comparisons, 1950-1992”, The World Bank, Washington, DC.

En nuestro estudio también distinguimos tres grupos de países pero introducimos algunas modificaciones en los criterios de clasificación:

- Países Tipo 1: países en los que la relación CO₂-PIB sufre una transición discontinua a raíz de la cual dicha relación cambia de una fuerte correlación positiva entre ambas variables a estar negativa o débilmente correlacionadas. El criterio utilizado para la clasificación de este grupo de países coincide así con el de Moomaw y Unruh aunque, como veremos, la ampliación del periodo muestral aporta nueva información que nos lleva a modificar, en parte, los países incluidos en este grupo. De hecho diferenciaremos dos subgrupos que son: A) países Tipo 1 que pertenecen a la OCDE94 y B) países Tipo 1 de Europa del Este.
- Países Tipo 2: en este grupo hemos incluido a aquellos países en los cuales la curva que representa la relación entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita mantiene, en general, una pendiente positiva a lo largo del periodo considerado.
- Países Tipo 3: este grupo estaría formado por los países que no cumplen los requisitos de los dos grupos anteriores. Se trata de países que no muestran una relación consistente entre ambas variables y de países en los que las frecuentes oscilaciones sufridas por su PIB dificultan la interpretación de la curva CO₂-PIB. Ambos casos pueden considerarse “caóticos”. También se incluyen en este grupo los países en los que se las emisiones disminuyen con el PIB (en la clasificación de Moomaw y Unruh, estos figuraban entre los Tipo 2).

Nuestra clasificación se ha basado en el análisis de los gráficos que recogen la curva que se traza al representar el PIB per cápita en el eje de abscisas y el CO₂ per cápita en el eje de ordenadas.

Presentamos a continuación la clasificación de países y las conclusiones resultantes de nuestro análisis gráfico. Dada su complejidad, los gráficos de los países Tipo 3 no van a ser objeto de comentario por lo que no se mostrarán aquí sino que se recogerán en el Apéndice 1, con el fin de no extender excesivamente este capítulo.

5.2.1. PAÍSES CLASIFICADOS COMO TIPO 1

Aunque en el trabajo de Moomaw y Unruh todos los países clasificados como Tipo 1 pertenecían a la OCDE, la información adicional que nos aporta la ampliación del periodo muestral nos ha conducido a diferenciar dos subgrupos dentro de los países Tipo 1, que son:

- Países Tipo 1 que pertenecen a la OCDE94 (en adelante Tipo 1-A).
- Países Tipo 1 que pertenecen a Europa del Este (en adelante Tipo 1-B).

Establecemos esta distinción porque, como expondremos, los procesos de transición experimentados por los países de cada grupo tienen características diferentes.

Comenzaremos representando los gráficos y comentarios relativos al proceso de transición en los países Tipo 1-A y, posteriormente, nos detendremos en los países Tipo 1-B.

5.2.1.1. Países Tipo 1 pertenecientes a la OCDE94 (Tipo 1-A)

Hemos seleccionado como países Tipo 1-A los siguientes: Alemania, Austria, Bélgica, Canadá, Dinamarca, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Holanda, Noruega, Reino Unido, Suecia y Suiza.

Como se puede apreciar, la mayoría de los países seleccionados como Tipo 1-A coinciden con los que Moomaw y Unruh clasificaron como Tipo 1, por lo que muchas de las conclusiones del análisis de los países Tipo 1-A van a coincidir con las de dichos autores. Es necesario, sin embargo, puntualizar que, al ser el periodo muestral que hemos tomado más amplio que el considerado por Moomaw y Unruh, la información adicional utilizada ha llevado a que los países que hemos clasificado como Tipo 1-A no coincidan exactamente con los seleccionados como Tipo1 por los citados autores, a pesar de mantenerse el criterio de selección. A diferencia de nuestra clasificación, Moomaw y Unruh incluyen en este grupo a Italia, Japón, Islandia y Luxemburgo pero no incluyen a Noruega. Islandia y Luxemburgo no han sido objeto de nuestro análisis, por lo que no podemos confirmar su presencia en este grupo. Sin embargo, Italia y Japón sí han sido analizados y hemos considerado que deben incluirse entre

los países Tipo 2. Esto se ha debido a que, aunque el efecto de la crisis del petróleo modificó coyunturalmente la relación CO₂-PIB en estos dos países, posteriormente la curva volvió a presentar una clara pendiente positiva con emisiones per cápita superiores a las alcanzadas en la década de los setenta.

Para el análisis de los países que hemos considerado Tipo 1-A incluimos, en cada caso, cuatro gráficos.

El primero de ellos, sobre el que se ha basado la clasificación, representa en el eje-X el PIB per cápita y en el eje-Y las emisiones de CO₂ per cápita. Este gráfico es el que permite ver si la relación CO₂-PIB, en términos per cápita, ha sufrido o no la transición discontinua a la que se referían Moomaw y Unruh y ha seguido una evolución compatible con la hipótesis CKA.

El segundo gráfico recoge la misma relación que el gráfico anterior pero utilizando el volumen total de PIB (eje-X) y las emisiones totales de CO₂ (eje-Y).

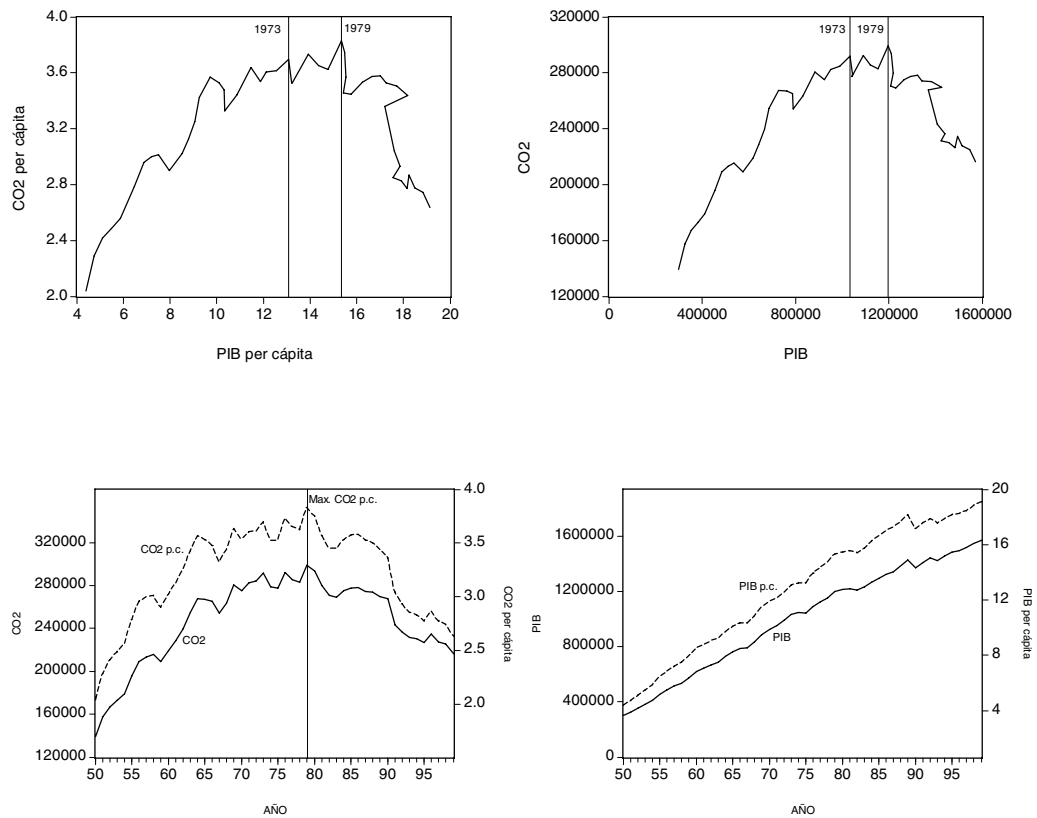
Para introducir una referencia temporal hemos incluido en los dos gráficos anteriores unas líneas verticales que señalan los puntos de la curva correspondientes a los años de las crisis del petróleo, 1973 y 1979. En los casos en los que más de un punto se cruce con alguna de esas líneas, el punto correspondiente al año resaltado será siempre el que tenga un valor de emisiones de CO₂ más elevado. Cuando esto no suceda, se optará por no incluir la línea vertical que representa el año.

El tercero de los gráficos representa la evolución de las emisiones de CO₂ totales y en términos per cápita. En él se ha incluido también una línea vertical que señala el año en el que ese país ha alcanzado sus emisiones per cápita máximas (no las totales, aunque pueden coincidir).

El cuarto gráfico recoge la trayectoria del PIB y del PIB per cápita a lo largo del periodo considerado.

Presentamos a continuación los gráficos descritos anteriormente. Debido a que los comentarios país por país resultaban excesivamente repetitivos, optamos por agruparlos en unas conclusiones generales para el conjunto de los países Tipo 1-A que nos permiten, además, destacar las similitudes y las diferencias existentes entre los países que conforman este grupo. Estas conclusiones generales figuran al final de las representaciones gráficas.

Gráfico 5.1.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: ALEMANIA



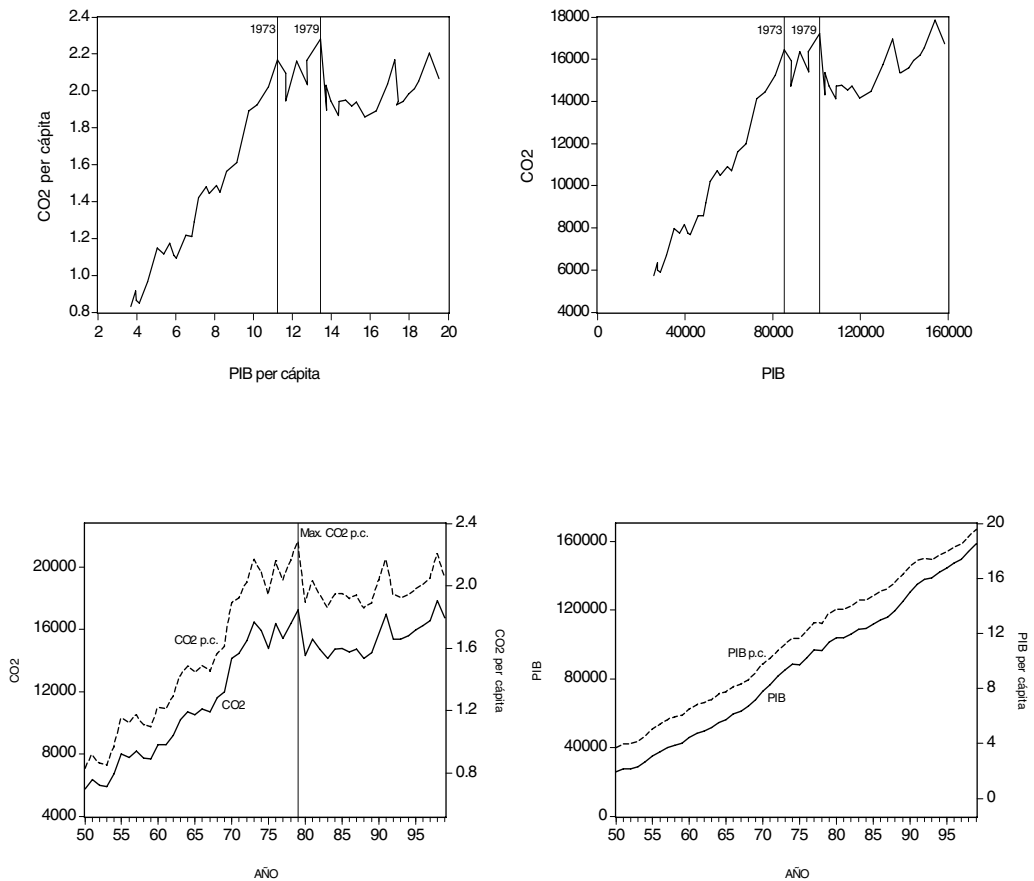
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.2.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: AUSTRIA



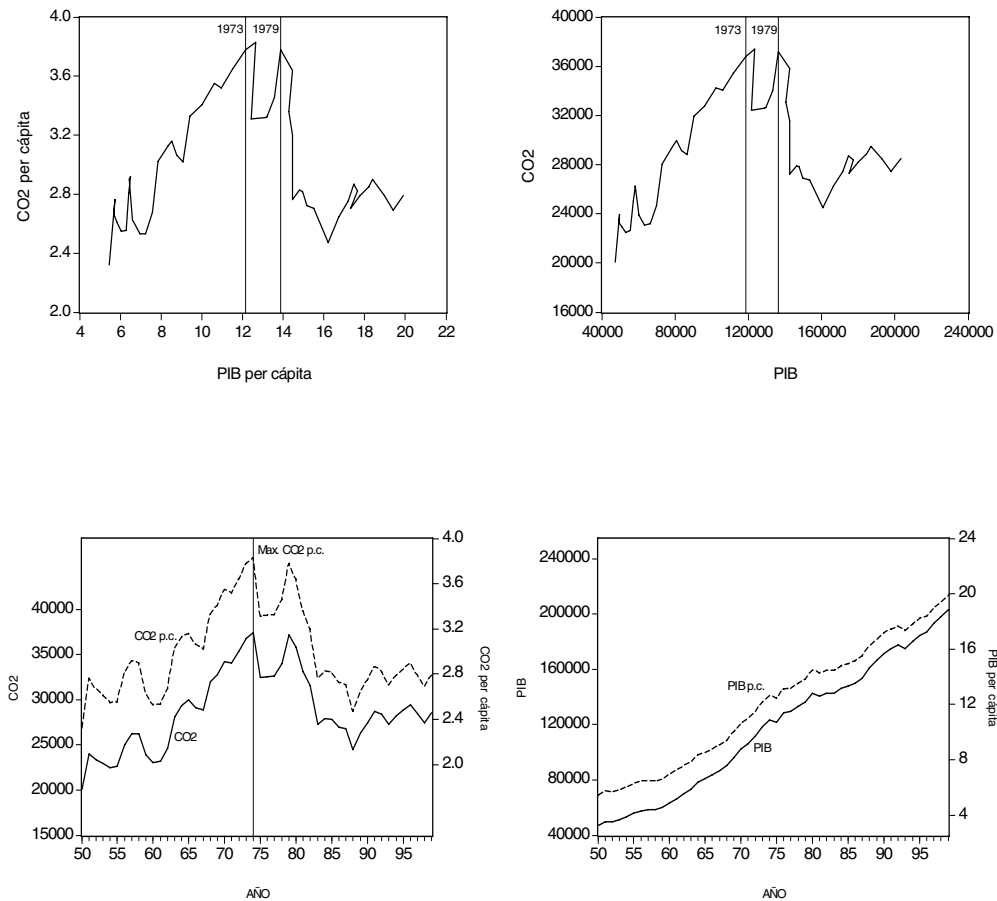
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.3.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: BÉLGICA



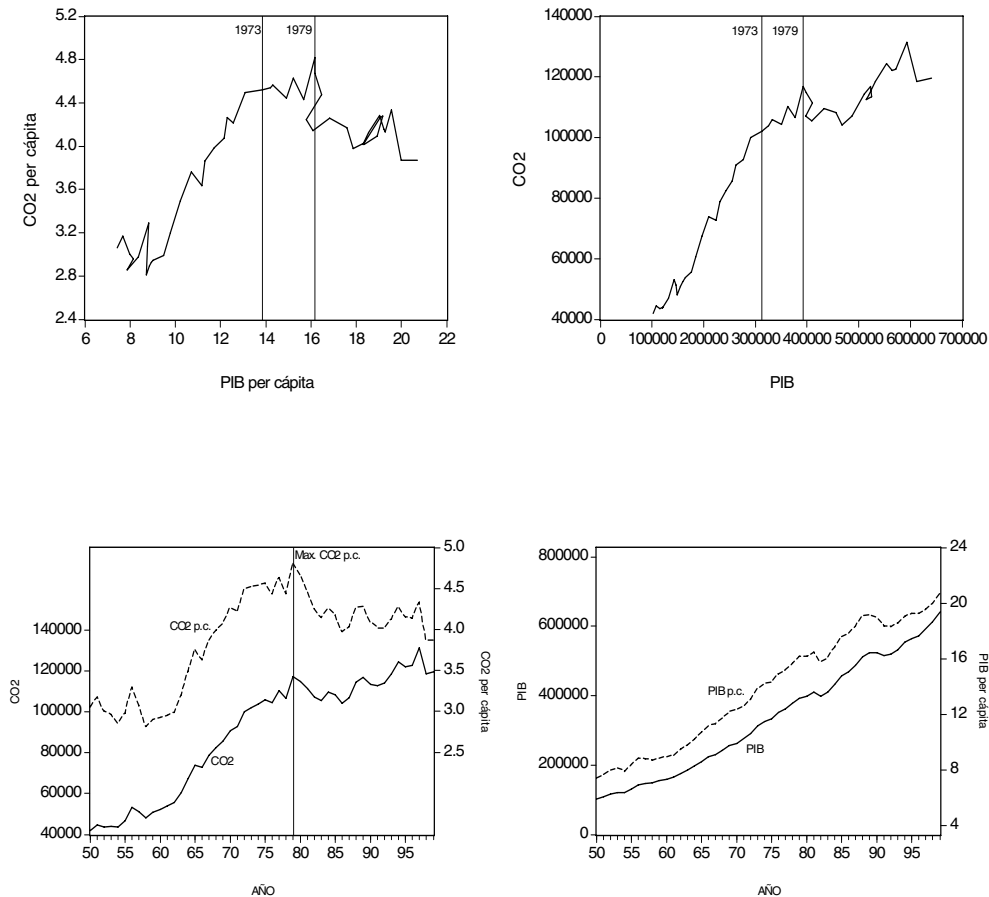
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.4.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: CANADÁ



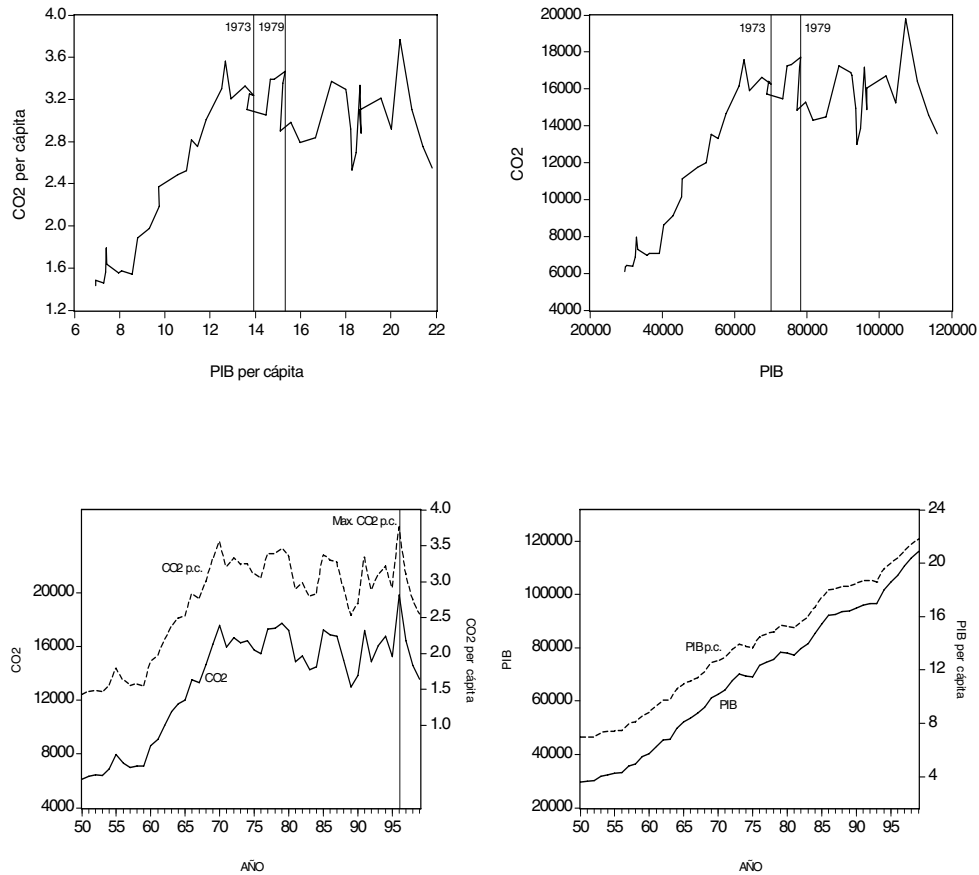
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.5.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: DINAMARCA



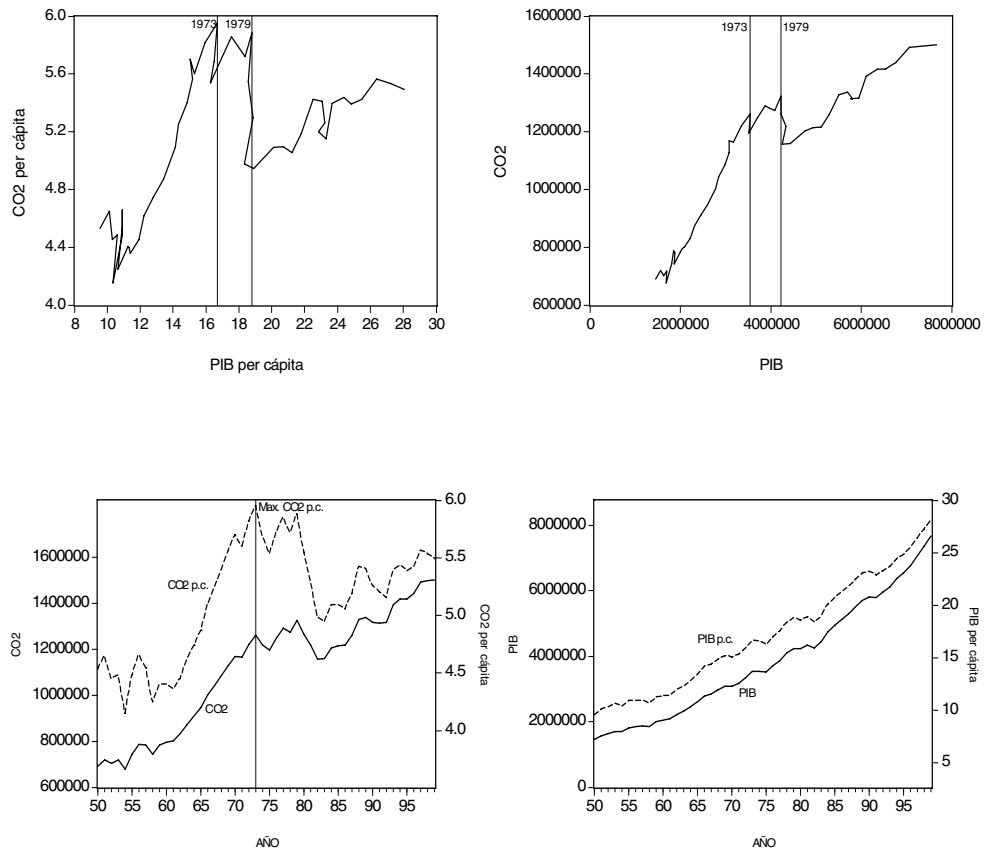
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.6.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: ESTADOS UNIDOS



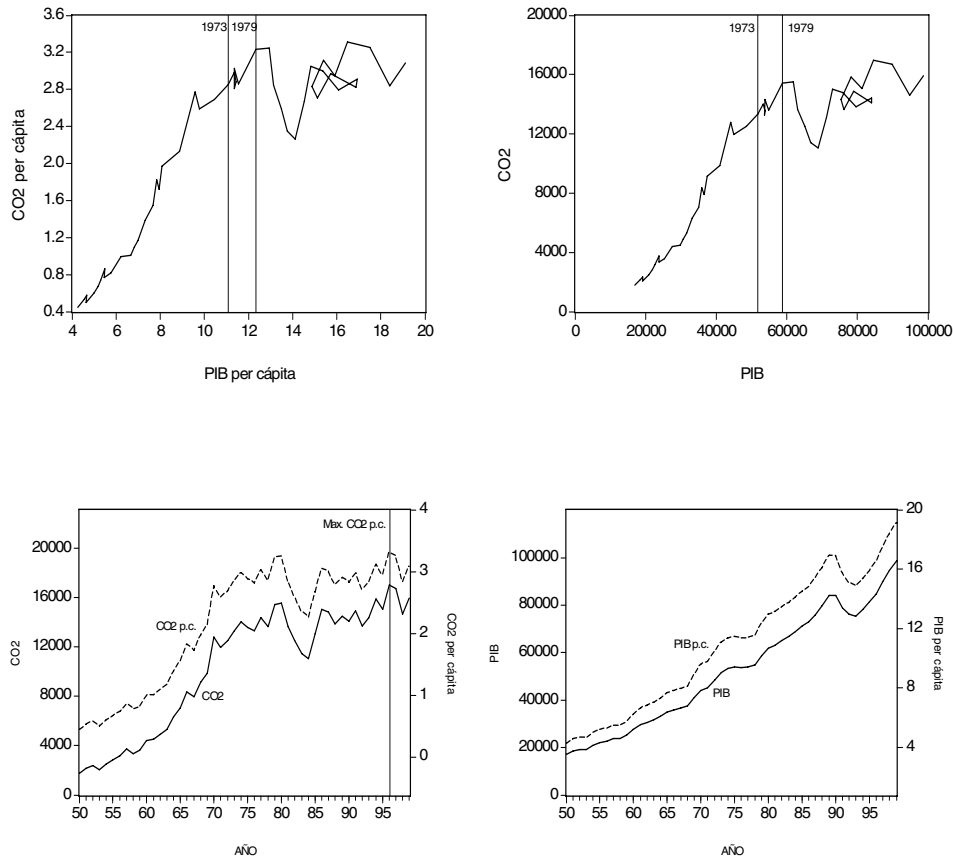
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.7.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: FINLANDIA



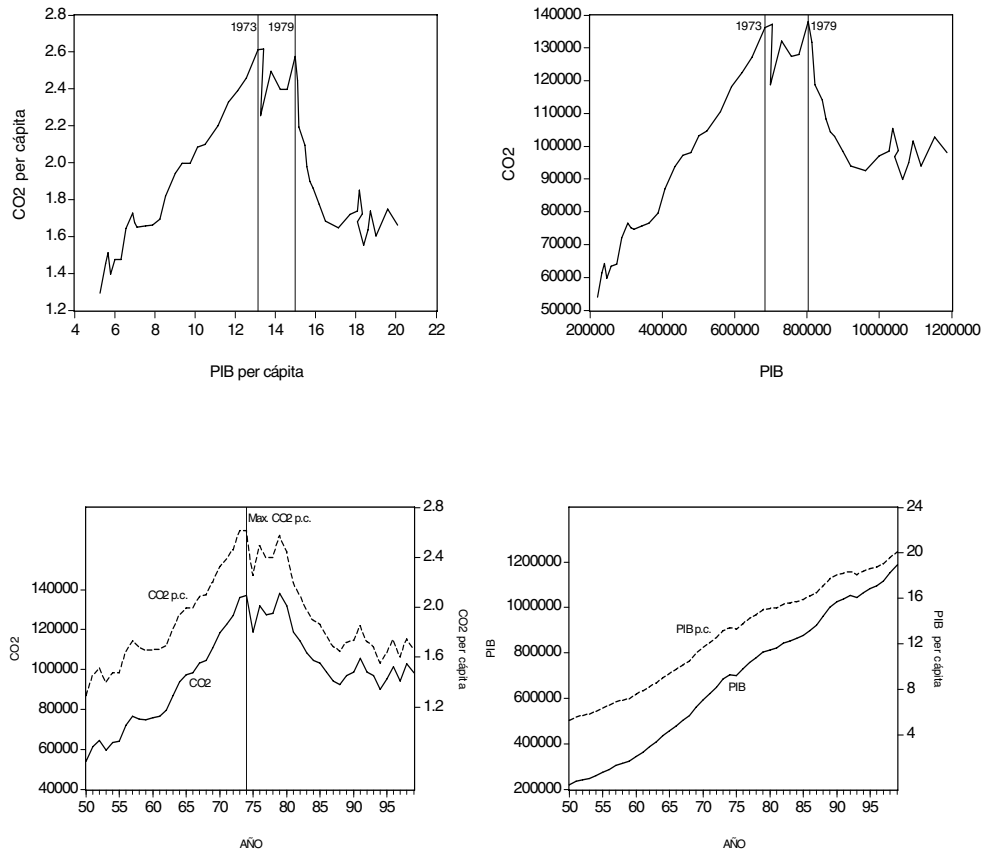
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.8.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: FRANCIA



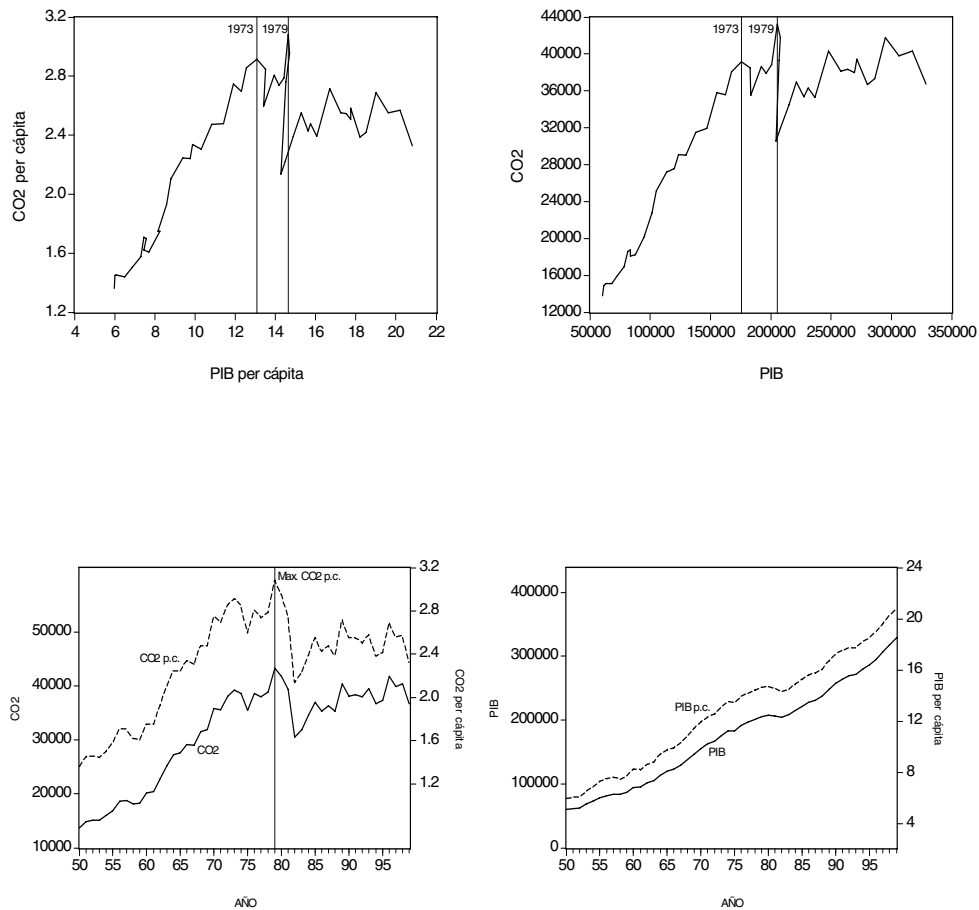
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: : Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.9.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: HOLANDA



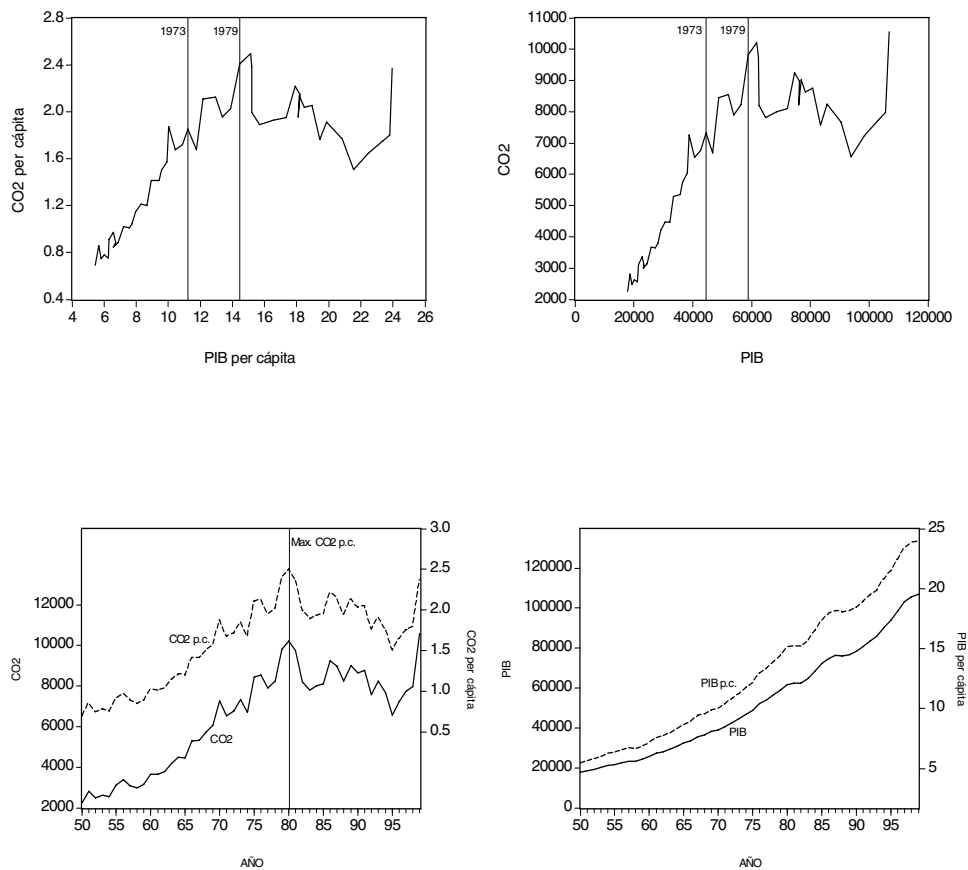
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.10.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: NORUEGA



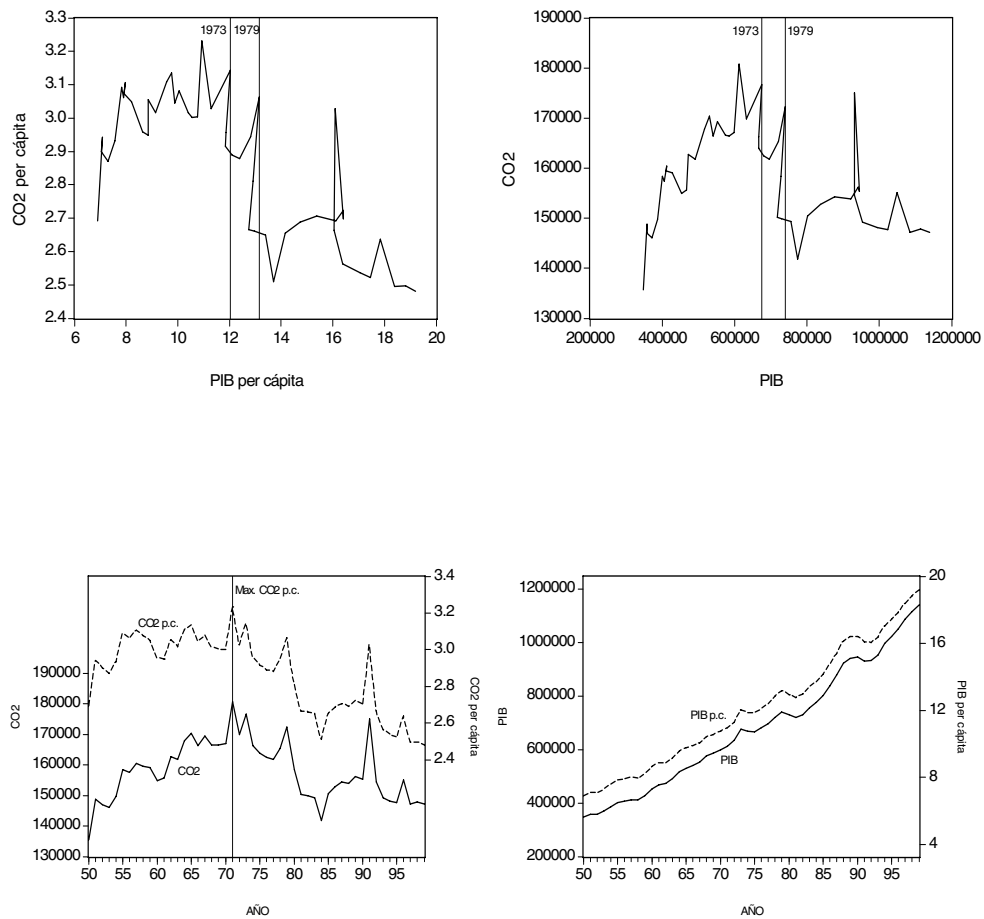
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.11.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: REINO UNIDO



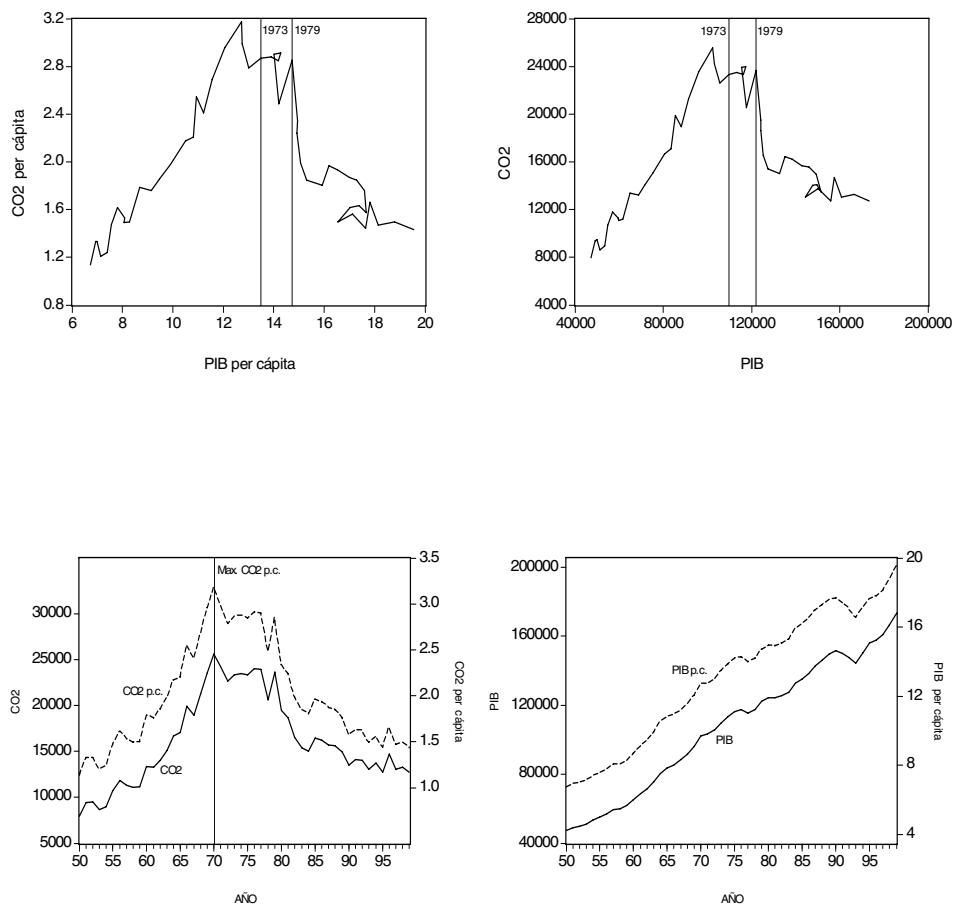
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.12.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: SUECIA



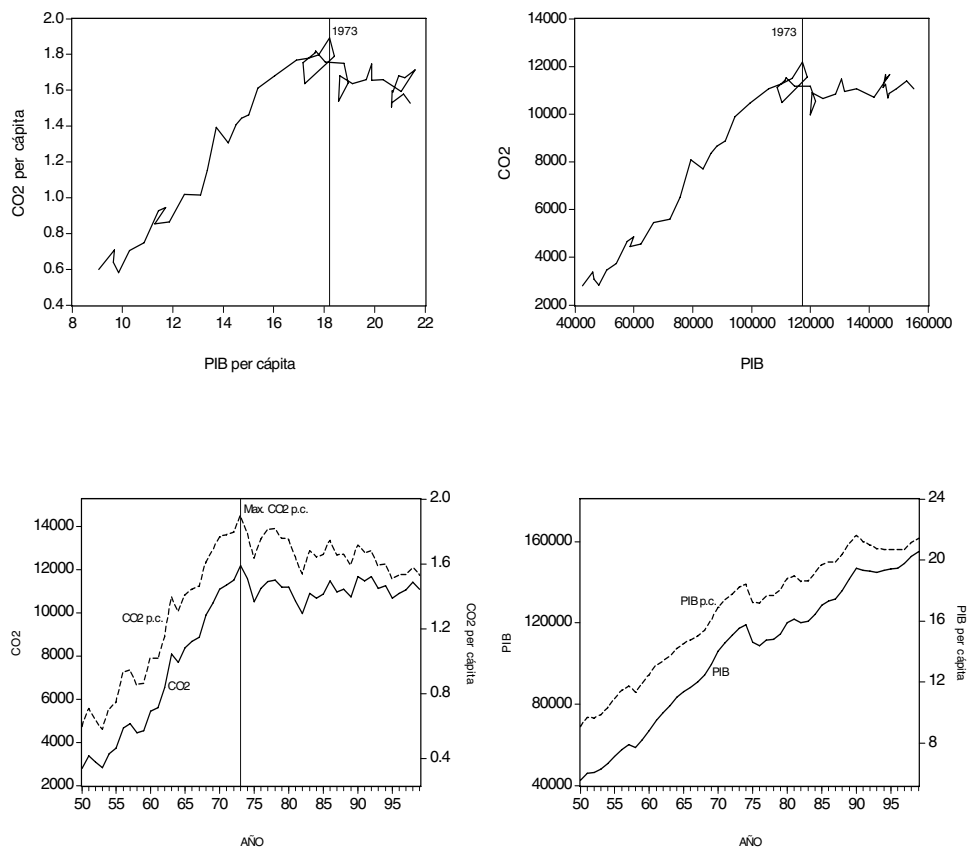
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.13.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: SUIZA



NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

♦ Conclusiones del análisis gráfico de los países Tipo 1-A

A) Conclusiones del análisis gráfico de la relación CO₂-PIB en términos per cápita

Los países que hemos clasificado como Tipo 1-A tienen en común el hecho de que la relación CO₂-PIB ha sufrido una transición discontinua a raíz de las crisis petrolíferas de los setenta, coincidiendo con lo observado por Moomaw y Unruh (1997). La pendiente marcadamente positiva que exhibe la curva CO₂-PIB se ve truncada al llegar los *shocks* petrolíferos, tendiendo después a aplanarse e incluso, en algunos casos, a presentar una pendiente negativa.

En este mismo sentido, si atendemos en la Tabla 5.1 a las fechas en las que los países Tipo 1-A alcanzan sus emisiones per cápita máximas del periodo, podemos comprobar que, en la mayoría de los casos, estas se generaron entre los años 1970 y 1980, de forma que, aunque el PIB per cápita siguió creciendo durante el resto del periodo, las emisiones per cápita no volvieron a situarse en los niveles de esa década.

Únicamente Dinamarca y Finlandia llegan a sus emisiones per cápita máximas en 1996. Sin embargo, si observamos más detenidamente los gráficos correspondientes a estos países, podemos comprobar que en Dinamarca la ruptura de la relación creciente entre emisiones y PIB per cápita se produjo ya a partir de 1970 y en Finlandia de 1980. De hecho, en Dinamarca el año 1970 es el segundo con mayores emisiones per cápita tras el máximo de 1996. Sucede algo similar en el caso de Finlandia.

Es importante destacar que, en la mayor parte de los países Tipo 1-A, la caída de las emisiones per cápita es más intensa durante la fase de estancamiento económico que se produce tras el *shock* petrolífero de 1979.

Hemos comprobado también, confirmando lo expuesto por Moomaw y Unruh, que la forma de la curva en algunos países Tipo 1-A se asemeja más a una V invertida que a una U invertida, lo que indica que es posible una disminución rápida y acusada de las emisiones. Los casos más evidentes son los de Bélgica, Francia y Suecia. Esa reducción brusca puede estar explicada por el hecho de que, como se observa en la Tabla 5.2, fueron precisamente estos tres países los que dieron mayor peso a la energía nuclear. Esto que aleja la idea de que el cambio en la trayectoria obedeció a una mayor concienciación ecológica.

Tabla 5.1.- Emisiones de CO₂ per cápita, PIB per cápita y ratio CO₂/PIB en el año en que se producen las mayores emisiones de CO₂ per cápita en los países Tipo 1-A (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de CO₂ totales máximas)

PAÍSES TIPO 1-A	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	CO ₂ PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	CO ₂ /PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS(1)
Alemania	1979	3,83	15.333	0,25	1979
Alemania Occ.	1979	3,48	17.807	0,19	1973
Austria	1979	2,28	13.449	0,17	1998
Bélgica	1974	3,83	12.643	0,30	1974
Canadá	1979	4,82	16.170	0,30	1997
Dinamarca	1996	3,77	20.399	0,18	1996
EEUU	1973	5,95	16.689	0,36	1999
Finlandia	1996	3,31	16.502	0,20	1996
Francia	1974	2,61	13.420	0,19	1979
Holanda	1979	3,08	14.643	0,21	1979
Noruega	1980	2,50	15.127	0,16	1999
Reino Unido	1971	3,23	10.937	0,30	1971
Suecia	1970	3,18	12.716	0,25	1970
Suiza	1973	1,89	18.204	0,10	1973
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO ₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas por habitante.					

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Tabla 5.2.- Porcentaje correspondiente a la energía nuclear en la producción total de energía eléctrica en 1986

Francia	69,8	Bulgaria	30,0
Bélgica	67,0	Alemania R.F.	29,4
Suecia	50,3	España	29,4
Taiwán	43,8	Hungría	25,8
Corea del Sur	43,6	Japón	24,7
Suiza	39,2	Checoslovaquia	21,0
Finlandia	38,4	Reino Unido	18,4

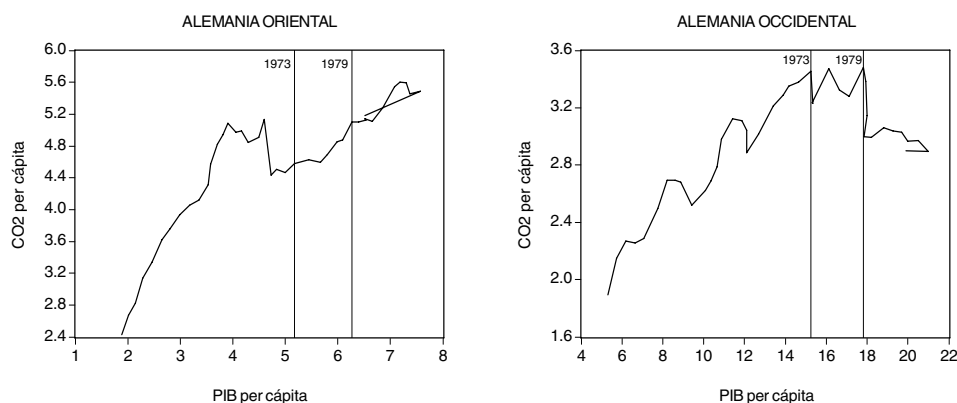
FUENTE: García e Iranzo (1988, p. 171).

El caso de Alemania requiere una explicación específica dado que los datos que se han utilizado en la representación gráfica son los de la Alemania unificada. En este país, manteniendo la tendencia general de los Tipo 1-A, tanto las emisiones per cápita como las totales alcanzan su nivel máximo en el año 1979 y, a partir de esa fecha,

muestran una tendencia descendente hasta el final del periodo a pesar de que la producción sigue aumentando.

Si analizamos lo que ha sucedido en este país desde 1979 con un poco más de detalle, observamos que las emisiones per cápita y las totales disminuyen hasta 1983, experimentan posteriormente una ligera recuperación y vuelven a una senda descendente después de 1986. En el gráfico 5.14, se puede observar que la disminución de las emisiones per cápita desde 1979 a 1983 se debe fundamentalmente a la caída de las emisiones en una Alemania Occidental en fase de estancamiento económico, mientras que, desde 1986 a 1990, las emisiones se reducen tanto en Alemania Oriental como en Alemania Occidental. No podemos valorar la influencia de cada bloque en la disminución de las emisiones de la Alemania unificada a partir de 1990 ya que sólo disponemos de los datos separados hasta esa fecha¹⁵⁴.

Gráfico 5.14.- Relación CO₂-PIB en la RDA y la RFA



NOTAS

El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

¹⁵⁴ Obviamente, en 1990 se produjo la reunificación alemana.

Por último, debemos resaltar, dada su excepcionalidad, el hecho de que en el Reino Unido las emisiones per cápita en el año 1999 sean inferiores a las de 1950.

Por lo tanto, como cabía esperar, únicamente Alemania Occidental responde al patrón de comportamiento que caracteriza a los países Tipo 1-A.

B) Conclusiones del análisis gráfico de la relación entre el volumen total de emisiones y el PIB

En nuestro análisis, hemos considerado también lo que ha sucedido en la relación entre el total de emisiones de CO₂ y el PIB. Se puede comprobar que, en la mayor parte de los países Tipo 1-A, la transición que se observa en la curva CO₂-PIB en términos per cápita a raíz de la crisis del petróleo se reproduce en la curva en términos totales. Si tomamos como referencia el volumen máximo de emisiones que se generó entre los años 1970 y 1980, podemos afirmar que, excepto en Estados Unidos y Canadá, en el resto de los países ese volumen no se supera en las décadas posteriores o se supera sólo puntualmente.

Como acabamos de apuntar, Estados Unidos y Canadá son dos excepciones claras. En ambos casos, las emisiones totales vuelven a exhibir una fuerte tendencia a crecer con el PIB después de los periodos de crisis y superan con creces los niveles de emisiones alcanzados en la década de los setenta. Este comportamiento difiere del seguido por la relación CO₂-PIB en términos per cápita en estos países. En Canadá, la curva marcada por dicha relación adopta una pendiente negativa después de 1979. En Estados Unidos, una vez superado el efecto de la crisis, la relación en términos per cápita recupera una clara pendiente positiva pero sin llegar a alcanzar los niveles de emisiones por habitante de la década de los setenta.

La asimetría entre la curva de emisiones per cápita y la de emisiones totales en estos dos países viene, naturalmente, explicada por la evolución de la población. En la Tabla 5.3, se puede comprobar que han sido precisamente Canadá y Estados Unidos los países Tipo 1-A que han experimentado un mayor crecimiento de su población durante esa etapa.

Tabla 5.3.- Tasas de crecimiento medio anual de la población, 1979-1999

PAÍSES TIPO 1-A	TASA DE CRECIMIENTO (%)
Alemania	0,25
Austria	0,36
Bélgica	0,19
Canadá	1,22
Dinamarca	0,19
EEUU	0,97
Finlandia	0,40
Francia	0,49
Holanda	0,59
Noruega	0,45
Reino Unido	0,27
Suecia	0,34
Suiza	0,66

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002).

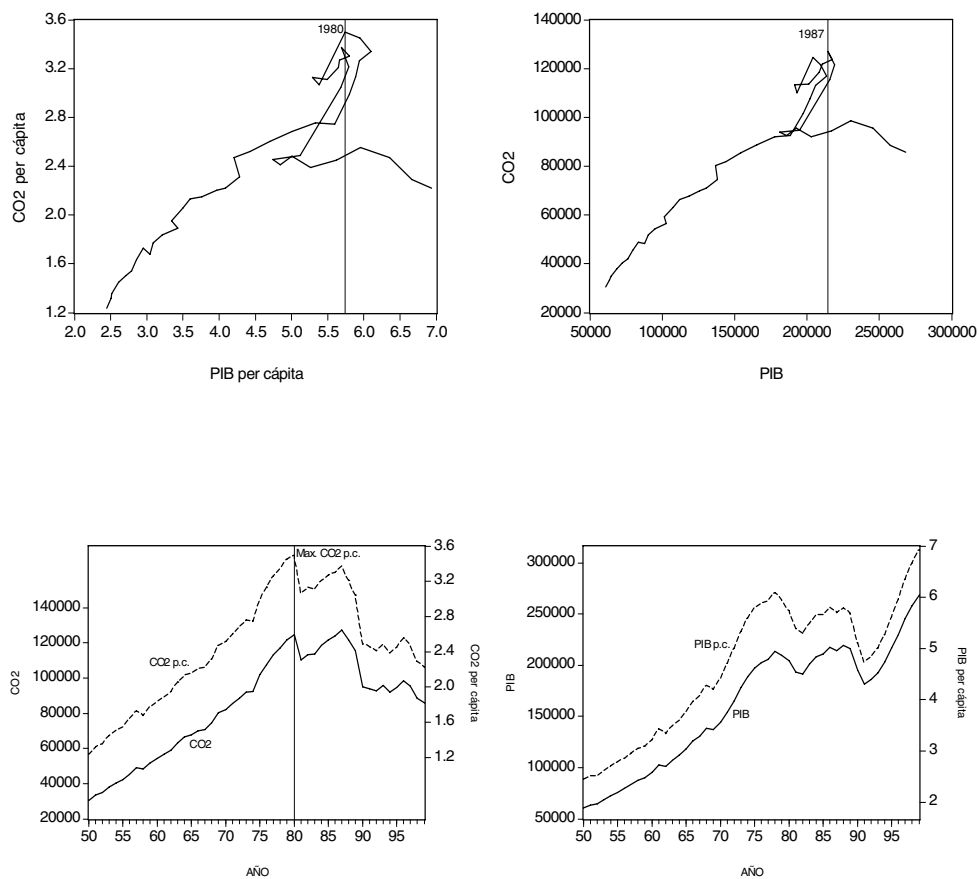
5.2.1.2. Países Tipo 1 pertenecientes a la Europa del Este (Tipo 1-B)

Los países que hemos seleccionado dentro de este grupo son: Polonia, Checoslovaquia y Hungría. Estos países no fueron incluidos por Moomaw y Unruh entre los Tipo 1. Ahora bien, un análisis más detallado de los gráficos, por un lado, y, por otro, la información adicional que nos proporciona la ampliación del periodo temporal nos han llevado a concluir que estos países han experimentado también transiciones en la relación CO₂-PIB, aunque con características diferentes a las de los países Tipo 1-A.

Para el análisis gráfico de los países Tipo 1-B, hemos utilizado los cuatro gráficos descritos para el análisis de los países Tipo 1-A, si bien con ligeras variaciones. Concretamente, la diferencia se halla en los dos gráficos superiores (relación CO₂-PIB), ya que en ellos hemos trazado también una línea vertical que proporciona una referencia temporal pero, dada la mayor complejidad de estos gráficos, dicha referencia no representará los años de los *shocks* petrolíferos, como era el caso en los Tipo 1-A, sino simplemente el año en que ese país alcanza las emisiones máximas del periodo. Por lo tanto, cuando esa línea vertical se corte con más de un punto de la curva siempre dará la referencia temporal del punto correspondiente al nivel de emisiones de CO₂ más elevado (per cápita o totales, según el caso).

Al igual que hicimos con los Tipo 1-A, no incluiremos comentarios país por país sino que, tras la exposición de los gráficos, presentaremos una reflexión conjunta para los países seleccionados como Tipo 1-B.

Gráfico 5.15.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: POLONIA



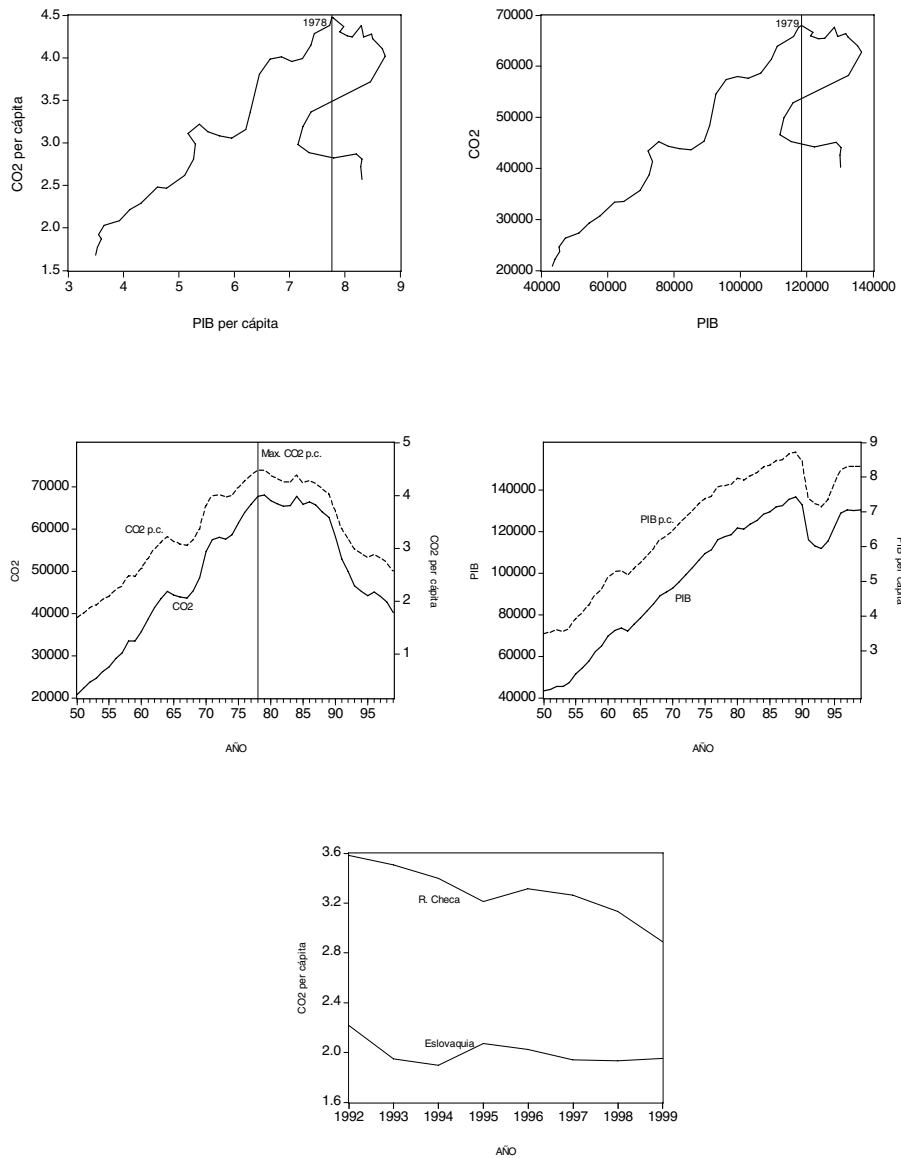
NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

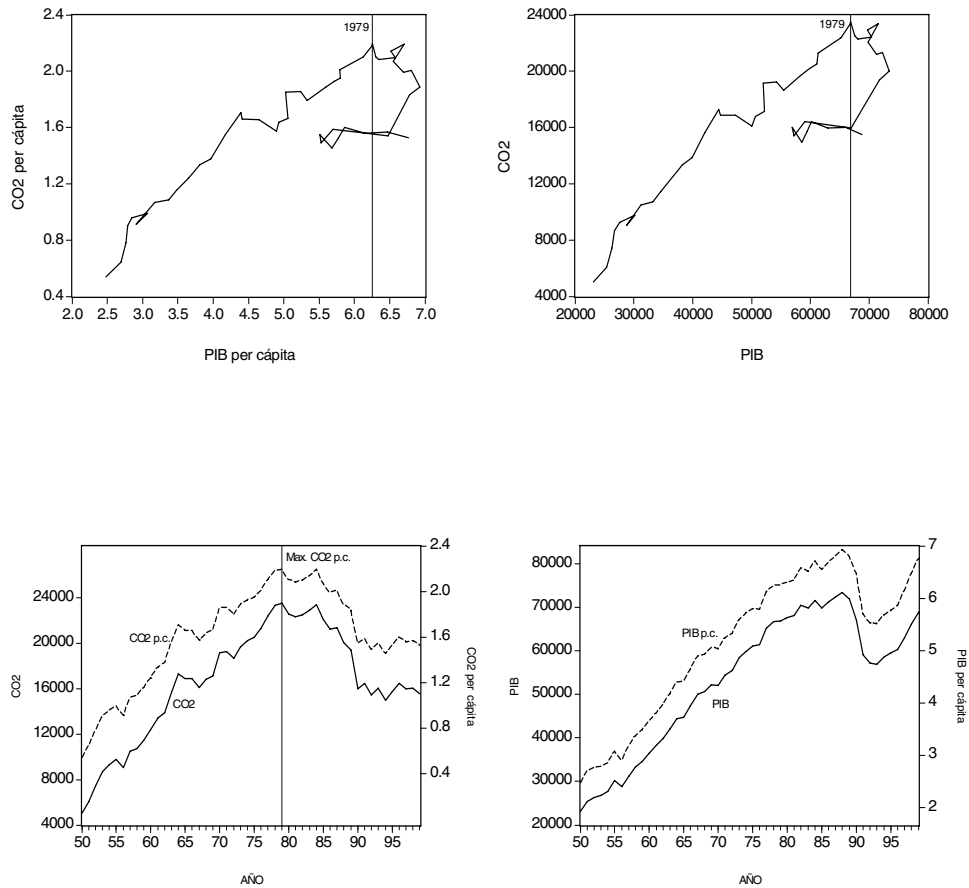
Gráfico 5.16.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: CHECOSLOVAQUIA



NOTAS: El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.17.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: HUNGRÍA



NOTAS

El PIB está expresado en millones de dólares de 1990 y el PIB per cápita en miles de dólares de 1990 por habitante.

Las emisiones de CO₂ están expresadas en miles de toneladas métricas de carbono y las emisiones de CO₂ per cápita en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Para completar la información proporcionada por las representaciones gráficas incluimos en la Tabla 5.4 algunos datos adicionales sobre los países Tipo 1-B. Concretamente, las emisiones de CO₂ per cápita, el PIB per cápita y la ratio CO₂/PIB que se produjeron el año en que se alcanzó el nivel máximo de emisiones per cápita en esos países. Además, se incluye el año en que se genera el volumen total máximo de emisiones.

Tabla 5.4.- Emisiones de CO₂ per cápita, PIB per cápita y ratio CO₂/PIB en el año en que se producen las mayores emisiones de CO₂ per cápita en los países Tipo 1-B (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de CO₂ totales máximas)

PAÍSES TIPO 1-B	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	CO ₂ PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	CO ₂ /PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS(1)
Polonia	1980	3,50	5.740	0,61	1987
Checoslovaquia	1978	4,47	7.761	0,58	1979
Hungría	1979	2,20	6.251	0,35	1979
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO ₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas por habitante.					

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

♦ Conclusiones del análisis gráfico de los países Tipo 1-B

A) Conclusiones del análisis gráfico de la relación CO₂-PIB en términos per cápita

Moomaw y Unruh (1997) observaron que, en general, en los países que habían funcionado con economías planificadas, las emisiones per cápita disminuían cuando lo hacía su PIB per cápita. No es esa la conclusión a la que hemos llegado con nuestro análisis de Polonia, Checoslovaquia y Hungría, fundamentalmente por dos razones que procedemos a exponer.

En primer lugar, hemos detectado que la crisis del petróleo, especialmente el segundo *shock* petrolífero, también desencadenó en algunos de estos países una transi-

ción en la relación CO₂-PIB, al igual que sucedía en los Tipo 1-A. Esto puede observarse en los casos de Checoslovaquia y Hungría. Estos países alcanzan sus niveles de emisiones per cápita máximas del periodo en 1978 y 1979, respectivamente, y, desde esas fechas hasta 1989, las emisiones per cápita se estabilizan o declinan mientras que el PIB per cápita mantiene una tendencia creciente. Esta “primera” transición no se observa en el caso de Polonia ya que en este país las emisiones van muy vinculadas a la evolución del PIB durante esta etapa, esto es, disminuyen con el PIB per cápita tras la crisis del petróleo y se recuperan posteriormente con la producción.

En segundo lugar, al efecto de la crisis del petróleo hay que sumar el efecto posterior de la fuerte contracción de la actividad económica padecida por los países de Europa del Este entre 1989 y 1993. En este segundo choque, las emisiones sí disminuyen inicialmente con el PIB per cápita pero el resultado de sumar los dos efectos ha sido que cuando la producción per cápita ha comenzado a recuperarse lo ha hecho con niveles de emisiones muy inferiores a los de las dos décadas precedentes y, además, la curva que recoge la relación CO₂-PIB no ha recobrado la pendiente positiva. Por lo tanto, cabe considerar esta fase de contracción económica y de reestructuración como una “segunda” transición en la relación CO₂-PIB en los países Tipo 1-B.

B) Conclusiones del análisis gráfico de la relación entre el volumen total de emisiones y el PIB

La evolución de la relación entre emisiones totales y PIB en estos países es muy similar a la descrita para las variables per cápita.

5.2.2. PAÍSES CLASIFICADOS COMO TIPO 2 Y TIPO 3

5.2.2.1. Países Tipo 2

En este grupo hemos incluido a aquellos países en los cuales la curva que representa la relación entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita mantiene, en general, una pendiente positiva a lo largo del periodo considerado.

Hemos decidido incorporar también a este grupo a aquellos países en los que, a pesar de existir una relación poco clara entre emisiones y PIB per cápita en la primera parte del periodo, se tiende a mantener una curva con pendiente positiva desde antes del comienzo de la década de los noventa. En este caso estarían Sri Lanka y Chile¹⁵⁵. Por el contrario, no hemos incluido a los países en los que la curva tiene pendiente positiva en las primeras fases del periodo pero podría considerarse caótica en sus tramos finales, como serían los casos de México, Brasil, Filipinas o Marruecos¹⁵⁶, que han sido clasificados como países Tipo 3.

También hemos considerado como Tipo 2 a aquellos países que muestran una curva de pendiente predominantemente positiva pero que se trunca en los dos o tres últimos años del periodo debido a que disminuye el PIB per cápita y, con él, las emisiones. Los hemos recogido en este grupo, a pesar de que los países que reducen sus emisiones por una contracción económica forman parte de los Tipo 3, porque consideramos que en ellos ha predominado la relación creciente durante el periodo. Sería este el caso de algunos países asiáticos y latinoamericanos que se vieron muy afectados por la recesión asiática de 1997-1998 como, por ejemplo, Indonesia, Corea del Sur, Tailandia, Hong Kong, Colombia o Chile.

En el análisis de los países Tipo 2, presentaremos únicamente el gráfico que recoge la curva que relaciona las emisiones de CO₂ per cápita (eje-Y) y el PIB per cápita (eje-X) y, al final, unas conclusiones conjuntas para este grupo de países. En el gráfico se incluirá una línea vertical que situará el punto de la curva correspondiente al año 1979. Cuando la recta vertical del año 1979 se corte con más de un punto de la curva se optará por incluir la del año 1973 y si esta también corta a más de un punto de la curva se preferirá no incluir ninguna línea vertical.

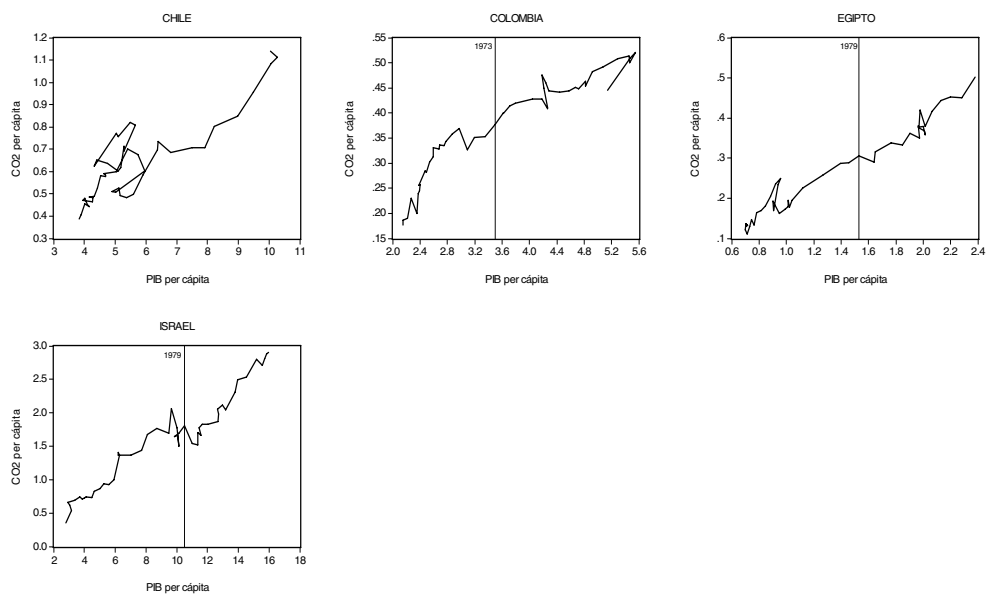
¹⁵⁵ En Sri Lanka, el comienzo de la curva positiva puede situarse en 1989 y, en Chile, en 1986.

¹⁵⁶ En Brasil, el periodo que podríamos considerar “caótico” se extiende desde 1980 a 1992; a partir de 1992, la relación PIB-CO₂ en términos per cápita recupera una senda creciente. En México, el periodo “caótico” se produciría entre 1981 y 1996, fecha a partir de la cual la pendiente de la curva volvería a ser positiva. En Marruecos, la fase “caótica” comenzaría en 1980 y se extendería hasta el final del periodo. En Filipinas, comenzaría en 1982 y finalizaría en 1993; a partir de esa fecha la curva retomaría una tendencia creciente hasta 1997, fecha en la que se verá afectada por una contracción económica.

Los países seleccionados como Tipo 2 han sido los siguientes: de América Latina, Chile y Colombia; de África, Egipto; de Oriente Medio, Israel; de Asia, China, Corea del Sur, Hong-Kong, India, Indonesia, Sri Lanka, Tailandia y Taiwán; y de la OCDE94, Australia, España, Grecia, Irlanda, Italia, Japón, Portugal y Turquía.

Ofrecemos a continuación las representaciones gráficas de la relación CO₂-PIB per cápita en los países Tipo 2 agrupadas por áreas geográficas:

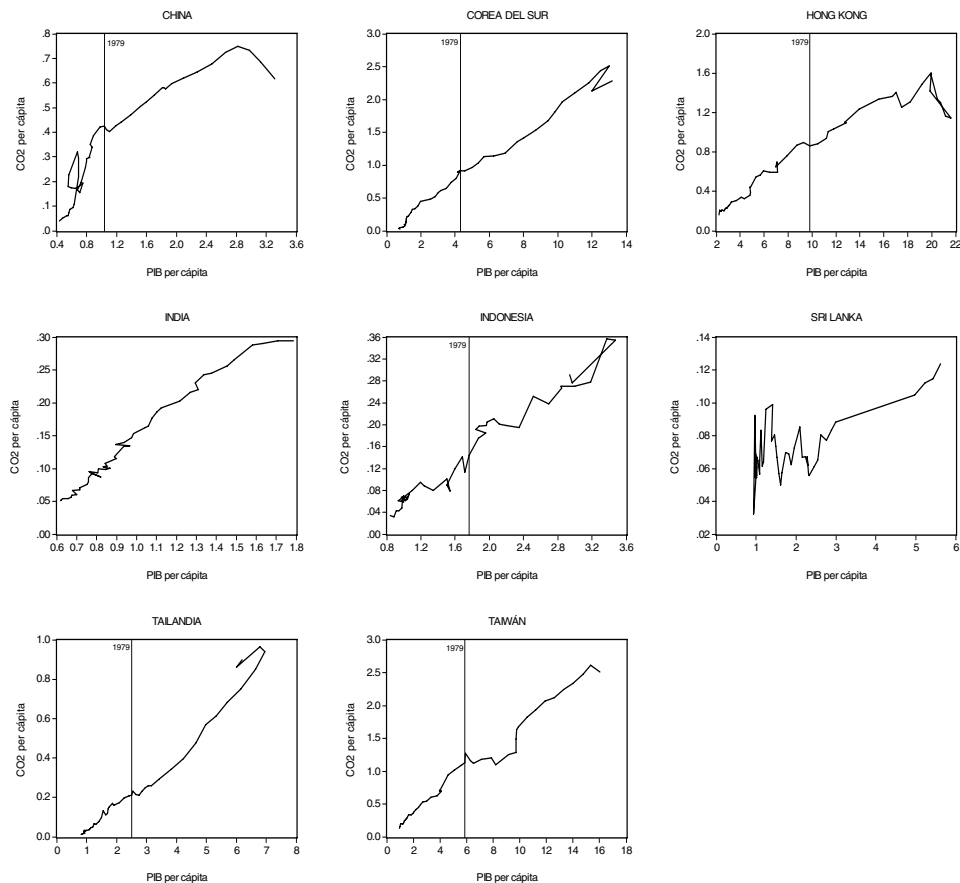
Gráfico 5.18.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂. América Latina (Chile y Colombia), África (Egipto) y Oriente Medio (Israel)



NOTA: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

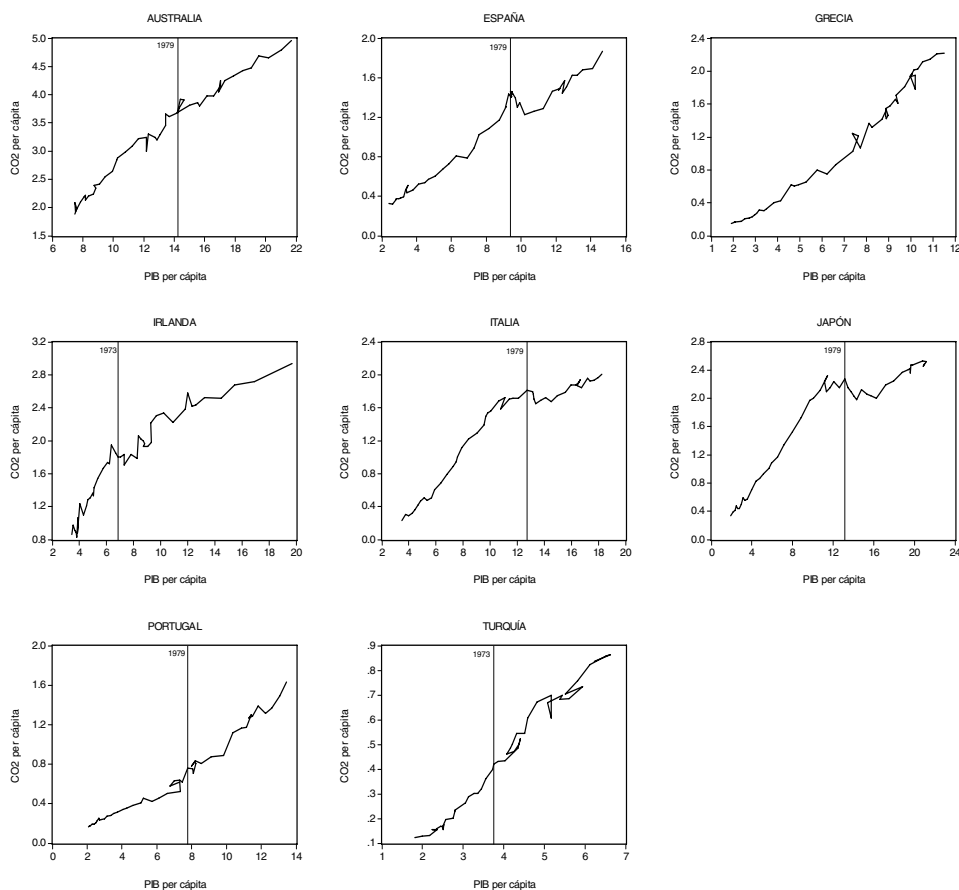
Gráfico 5.19.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂. Asia (China, Corea del Sur, Hong-Kong, India, Indonesia, Sri Lanka, Tailandia y Taiwán)



NOTA: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Gráfico 5.20.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂. OCDE94 (Australia, España, Grecia, Irlanda, Italia, Japón, Portugal y Turquía)



NOTA: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Como complemento a los gráficos, y al igual que se hizo con los grupos anteriores, ofrecemos en la Tabla 5.5 los datos de las emisiones de CO₂ per cápita, del PIB per cápita y de la ratio CO₂/PIB en el año en que se producen las mayores emisiones de

CO₂ per cápita en los países Tipo 2. Además, se incluye el año en el que se generan las emisiones de CO₂ totales máximas.

♦ Conclusiones del análisis gráfico de los países Tipo 2

Como se puede comprobar, el grueso de los países que forman el grupo 2 son, por un lado, países del área asiática y, por otro, los países de la OCDE94 que no figuraban entre los Tipo 1 (excepto Nueva Zelanda).

Tabla 5.5.- Emisiones de CO₂ per cápita, PIB per cápita y ratio CO₂/PIB en el año en que se producen las mayores emisiones de CO₂ per cápita en los países Tipo 2 (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de CO₂ totales máximas)

EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO					
PAÍSES TIPO 2	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	CO ₂ PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	CO ₂ /PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS ⁽¹⁾
ÁFRICA					
Egipto	1999	0,50	2.377	0,21	1999
ASIA					
China	1996	0,75	2.821	0,26	1996
Corea del Sur	1997	2,51	12.994	0,19	1997
Hong Kong	1999	1,61	19.944	0,08	1999
India	1998	0,29	1.708	0,17	1999
Indonesia	1996	0,36	3.375	0,10	1997
Sri Lanka	1999	0,12	5.613	0,02	1999
Tailandia	1997	0,96	6.797	0,14	1997
Taiwán	1998	2,61	15.331	0,17	1998
LATINOAMÉRICA					
Chile	1999	1,14	10.039	0,11	1999
Colombia	1997	0,52	5.550	0,09	1997
ORIENTE MEDIO					
Israel	1999	2,90	15.964	0,18	1999
OCDE94					
Australia	1999	4,96	21.707	0,23	1999
España	1999	1,87	14.662	0,13	1999
Grecia	1999	2,22	11.515	0,19	1999
Irlanda	1999	2,94	19.707	0,15	1999
Italia	1999	2,00	18.234	0,11	1999
Japón	1996	2,53	20.811	0,12	1996
Portugal	1999	1,63	13.461	0,12	1999
Turquía	1998	0,86	6.634	0,13	1998
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO ₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas por habitante.					

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Debemos aclarar que hemos incluido en este grupo a China porque, aunque con un PIB creciente sus emisiones disminuyen de manera notable a partir de 1996 (año en el que alcanza sus emisiones per cápita máximas), consideramos que los tres años en los que se observa esa reducción no son suficientes como para afirmar que se ha producido una transición en la relación CO₂-PIB es este país.

La inclusión de una referencia temporal, en los gráficos en los que ha sido posible, permite comprobar que la crisis del petróleo no ha sido un acontecimiento decisivo en la evolución de la relación CO₂-PIB, en términos per cápita, en estos países. Es cierto que las crisis del petróleo han afectado a dicha relación, especialmente en algunos países de la OCDE94 –en concreto, se observa claramente en los gráficos de Japón, Italia o España– pero ese efecto ha sido coyuntural ya que, posteriormente, se ha vuelto a recuperar la relación positiva entre emisiones per cápita y PIB per cápita, superándose los niveles de emisiones de la década de los setenta.

5.2.2.2. Países Tipo 3

Han sido seleccionados como países Tipo 3 los siguientes: de África, Etiopía, Ghana, Kenia, Marruecos, Nigeria, Sudáfrica y República Democrática del Congo; de Asia, Filipinas y Myanmar; de Europa del Este, Bulgaria; de América Latina, Argentina, Brasil, México, Perú y Venezuela; de Oriente Medio, Irán, Irak, Arabia Saudita y Siria; y de la OCDE94, Nueva Zelanda. Como ya señalamos, los gráficos de estos países los incluimos en el Apéndice 1.

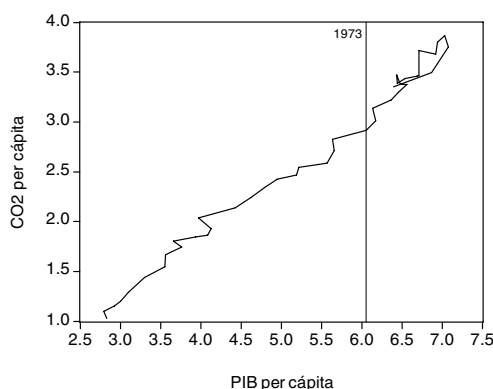
Puede observarse que los países seleccionados como Tipo 3 pertenecen, fundamentalmente, a las áreas africana, latinoamericana y de Oriente Medio. Cabe destacar que, con la excepción de Indonesia, los países de la OPEP incluidos en nuestra muestra pertenecen a este grupo (Arabia Saudita, Irak, Irán, Nigeria y Venezuela).

Se trata, en general, de países que no han mantenido una relación consistente entre las emisiones y el PIB, y de países que no han logrado mantener un crecimiento consistente de su PIB per cápita durante el periodo analizado o en las últimas fases del periodo.

Hasta el momento no hemos incluido la URSS en ninguno de los grupos. Comentaremos ahora de forma breve lo que ha sucedido en este país. Para la URSS dispo-

nemos de datos de emisiones de CO₂ para el periodo 1950-1991¹⁵⁷ y de datos del PIB per cápita hasta 1998. El gráfico 5.21 recoge la relación CO₂-PIB, en términos per cápita, para la URSS durante el periodo para el que disponemos de datos de emisiones (1950-1991). Durante ese periodo, alcanza su nivel máximo de PIB y de PIB per cápita en 1989 y su nivel máximo de emisiones per cápita y totales en 1988. Como puede observarse en el gráfico, la crisis del petróleo no supuso un periodo de transición en la relación CO₂-PIB en ese país sino que esa relación siguió trazando una curva con pendiente positiva. Si analizamos lo que ha sucedido con el PIB hasta 1998 cabe destacar que desde 1990 hasta 1998 el territorio URSS sufre tasas de crecimiento negativas tanto en el PIB como en el PIB per cápita (excepto en 1997, año en el que crece en torno a un 1%). Con esta información sobre la evolución de la producción podemos afirmar que el territorio URSS cumpliría las condiciones para ser incluido entre los países Tipo 3, dado que, para poder ser considerado entre los países Tipo 1-B, debería haber experimentado en el tramo final una fase de crecimiento económico positivo no acompañado del crecimiento de las emisiones.

Gráfico 5.21.- Emisiones de CO₂ per cápita y PIB per cápita en la URSS



NOTA: Las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono, CDIAC (Marland *et al*, 2002).

FUENTE: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante (University of Groningen and Conference Board, 2002).

¹⁵⁷ El 31 de diciembre de 1991 se disuelve la URSS.

5.2.3. CORRELACIÓN ENTRE EL PIB Y LAS EMISIONES DE CO₂

Para completar el análisis gráfico incluimos dos tablas. En la primera de ellas, Tabla 5.6, presentamos las correlaciones entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita en los países Tipo 1 y 2 para los periodos 50-73, 74-99 y 80-99. En ella puede comprobarse que son los países Tipo 2 los que mantienen una correlación elevada y positiva entre ambas variables tras la crisis del petróleo mientras que, en los países Tipo 1, la fuerte correlación positiva del periodo 50-73 se convierte en negativa o disminuye considerablemente en las etapas posteriores.

En la segunda tabla, Tabla 5.7, ofrecemos las correlaciones entre el PIB per cápita y el CO₂ per cápita en la República Federal Alemana, en la República Democrática Alemana y en la URSS, esto es, aquellos casos para los cuales disponemos de una muestra temporal de datos menor. Por ello, los periodos para los que se calcula la correlación son 50-73, 74-90 y 80-90. En esta tabla puede observarse como, de estos tres países, es únicamente en la República Federal de Alemania donde se produce la ruptura en la relación CO₂-PIB per cápita a raíz de la crisis del petróleo.

Tabla 5.6.- Correlación entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita en países Tipo 1y Tipo 2 en distintos periodos

	1950-1973	1974-1999	1980-1999
TIPO 1-A			
Alemania	0,95	-0,76	-0,79
Austria	0,98	-0,04	0,60
Bélgica	0,93	-0,69	-0,42
Canadá	0,95	-0,72	-0,53
Dinamarca	0,97	-0,26	-0,06
EEUU	0,94	-0,14	0,65
Finlandia	0,98	0,15	0,39
Francia	0,99	-0,86	-0,74
Holanda	0,99	-0,30	0,03
Noruega	0,97	-0,33	-0,47
Reino Unido	0,57	-0,66	-0,40
Suecia	0,98	-0,89	-0,82
Suiza	0,99	-0,59	-0,27
TIPO 1-B			
Checoslovaquia	0,98	0,12	0,39
Hungría	0,97	0,42	0,62
Polonia	0,98	0,03	-0,09

Tabla 5.6 (cont.).- Correlación entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita en países Tipo 1y Tipo 2 en distintos periodos

	1950-1973	1974-1999	1980-1999
TIPO 2			
ÁFRICA			
Egipto	0,77	0,96	0,93
ASIA			
China	0,79	0,93	0,90
Corea del Sur	0,95	0,99	0,99
Hong Kong	0,97	0,87	0,72
India	0,96	0,98	0,98
Indonesia	0,85	0,95	0,95
Sri Lanka	0,57	0,91	0,90
Tailandia	0,98	0,98	0,98
Taiwán	0,99	0,97	0,96
LATINOAMÉRICA			
Chile	0,95	0,88	0,96
Colombia	0,87	0,88	0,81
ORIENTE MEDIO			
Israel	0,97	0,95	0,99
OCDE94			
Australia	0,98	0,97	0,97
España	0,99	0,78	0,81
Grecia	0,99	0,97	0,96
Irlanda	0,97	0,95	0,94
Italia	0,99	0,87	0,90
Japón	0,99	0,77	0,93
Portugal	0,99	0,99	0,98
Turquía	0,98	0,97	0,97

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Tabla 5.7.- Correlación entre las emisiones de CO₂ per cápita y el PIB per cápita en la República Federal Alemana, en la República Democrática Alemana y en la URSS en distintos periodos

	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS	1950-1973	1974-1990	1980-1990
Alemania Occidental	1979	0,97	-0,73	-0,64
Alemania Oriental	1988	0,85	0,96	0,89
URSS	1986	0,99	0,92	0,82

Fuente: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

5.2.4. IMPORTANCIA DEL NIVEL DE PIB PER CÁPITA EN LA TRANSICIÓN DE LA RELACIÓN CO₂-PIB

Una vez establecida la clasificación de países cabe preguntarse si existe algún tipo de nexo entre el hecho de haber alcanzado un determinado nivel de PIB per cápita y el de haber experimentado una transición en la relación CO₂-PIB.

Para abordar esta cuestión, presentamos en la Tabla 5.8 dos *ranking* de países, el primero en función de su PIB per cápita en el año 1973 y, el segundo, en función de sus emisiones de CO₂ per cápita también en ese año. La finalidad que perseguimos con el análisis de estos datos es la de identificar algunos rasgos comunes existentes entre aquellos países cuyo proceso de transición se inició a raíz de las crisis de los sesenta (los Tipo 1-A y algunos Tipo 1-B, concretamente Checoslovaquia y Hungría).

Tabla 5.8.- *Ranking* de países en función del PIB per cápita y en función de las emisiones de CO₂ per cápita en el año 1973 (los países en cursiva son los Tipo 1-A)

ORDEN	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	PAÍS	ORDEN	CO ₂ PER CÁPITA	PAÍS
1	18.204	Suiza	1	5,95	EEUU
2	16.689	EEUU	2	4,52	Canadá
3	13.945	Dinamarca	3	3,96	Checoslovaquia
4	13.837	Canadá	4	3,78	Bélgica
5	13.493	Suecia	5	3,70	Alemania
6	13.123	Francia	6	3,63	Arabia Saudita
7	13.081	Holanda	7	3,24	Australia
8	13.078	Alemania	8	3,24	Dinamarca
9	12.759	Australia	9	3,14	Reino Unido
10	12.513	Nueva Zelanda	10	2,92	URSS
11	12.170	Bélgica	11	2,92	Holanda
12	12.022	Reino Unido	12	2,87	Suecia
13	11.439	Japón	13	2,85	Finlandia
14	11.246	Noruega	14	2,76	Polonia
15	11.235	Austria	15	2,61	Francia
16	11.085	Finlandia	16	2,33	Japón
17	11.040	Arabia Saudita	17	2,17	Austria
18	10.643	Italia	18	2,12	Bulgaria
19	10.625	Venezuela	19	2,07	Israel
20	9.646	Israel	20	2,03	Sudáfrica
21	8.739	España	21	1,89	Suiza

Tabla 5.8 (cont.).- Ranking de países en función del PIB per cápita y en función de las emisiones de CO₂ per cápita en el año 1973 (los países en cursiva son los Tipo 1-A)

ORDEN	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	PAÍS	ORDEN	CO ₂ PER CÁPITA	PAÍS
22	7.973	Argentina	22	1,89	Hungría
23	7.655	Grecia	23	1,85	Noruega
24	7.342	Portugal	24	1,80	Irlanda
25	7.104	Hong Kong	25	1,68	Venezuela
26	7.036	Checoslovaquia	26	1,68	Italia
27	6.867	Irlanda	27	1,63	Nueva Zelanda
28	6.058	URSS	28	1,22	Grecia
29	5.595	Hungría	29	1,17	España
30	5.445	Irán	30	1,07	Irán
31	5.334	Polonia	31	1,00	Argentina
32	5.284	Bulgaria	32	0,79	Irak
33	5.092	Chile	33	0,76	Chile
34	4.845	México	34	0,70	Taiwán
35	4.282	Sudáfrica	35	0,63	México
36	4.117	Taiwán	36	0,60	Hong Kong
37	4.018	Siria	37	0,52	Portugal
38	3.952	Perú	38	0,52	Corea del Sur
39	3.882	Brasil	39	0,42	Turquía
40	3.753	Irak	40	0,38	Perú
41	3.752	Turquía	41	0,38	Colombia
42	3.499	Colombia	42	0,35	Brasil
43	2.841	Corea del Sur	43	0,30	China
44	1.959	Filipinas	44	0,29	Siria
45	1.874	Tailandia	45	0,24	Nigeria
46	1.694	Marruecos	46	0,18	Filipinas
47	1.504	Indonesia	47	0,18	Egipto
48	1.492	Sri Lanka	48	0,17	Tailandia
49	1.397	Ghana	49	0,14	Marruecos
50	1.382	Nigeria	50	0,10	India
51	1.022	Egipto	51	0,10	Indonesia
52	961	Kenia	52	0,09	Kenia
53	853	India	53	0,08	Ghana
54	839	China	54	0,07	Sri Lanka
55	729	R. D. Congo	55	0,04	R.D.Congo
56	628	Myanmar	56	0,03	Myanmar
57	430	Etiopía	57	0,01	Etiopía

NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas por habitante.

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002).

Como se puede observar en la Tabla 5.8, los trece países que hemos incluido entre los Tipo 1-A figuran entre los dieciséis países con mayor PIB per cápita en el año 1973. Ante esta evidencia podría concluirse que el hecho de haber alcanzado un elevado PIB per cápita fue determinante para que se iniciase la transición en la relación CO₂-PIB, como predice la CKA. Sin embargo, este resultado debe ser matizado por, al menos, dos razones:

- En primer lugar, países menos dependientes del petróleo como Australia y Nueva Zelanda, a pesar de figurar entre los países con mayor PIB per cápita, no sufrieron una transición en la relación CO₂-PIB. El otro país OCDE con un elevado PIB per cápita que no hemos incluido en los países Tipo 1 es Japón, pero este caso es diferente ya que su dependencia del petróleo era considerable. De hecho, la crisis sí afectó inicialmente a su relación CO₂-PIB aunque posteriormente sus emisiones per cápita volvieron a aumentar con el PIB como ya hemos comentado.
- En segundo lugar, en el análisis gráfico hemos detectado que algunos países de Europa del Este, al menos Checoslovaquia y Hungría, también habían experimentando una primera transición como consecuencia de las crisis del petróleo de los setenta. Sin embargo, estos países no ocupan puestos muy elevados en el *ranking* del PIB per cápita en 1973. Ahora bien, lo que sí tienen en común Checoslovaquia y Hungría con los países Tipo 1-A es que figuran entre los más emisores en términos per cápita, lo cual podría estar asociado a un elevado consumo energético per cápita. Por tanto, también debe explorarse la posibilidad de que el hecho de tener un elevado consumo energético hiciese que los países Tipo 1 respondiesen con más firmeza a la crisis o, simplemente, que pudieran tener más margen de manobra para disminuir el consumo energético.

Para considerar este último argumento, presentamos la Tabla 5.9 donde figura el consumo energético per cápita en 1973 de los países estudiados (incluimos también los datos de otros años con motivos meramente ilustrativos). En ella puede observarse que los países Tipo 1-A y Checoslovaquia (en la tabla, República Checa y Eslovaquia) son, junto con Australia y Japón, los países con mayor consumo de energía per cápita en 1973 (debemos precisar que en la tabla no se ha incluido la URSS por no

disponer de ese dato). En Hungría, el consumo de energía per cápita no es tan elevado aunque está por encima de la media mundial.

Tabla 5.9.- Consumo de energía per cápita (en cursiva, países Tipo 1-A)

	1973	1979	1985	1992	1997
EEUU	8	8,2	7,4	7,6	8
Canadá	7,2	7,8	7,4	7,5	7,9
Suecia	4,8	5,3	5,7	5,4	5,9
Bélgica	4,8	4,9	4,5	5,2	5,6
Finlandia	4,6	5,1	5,4	5,5	6,4
Holanda	4,6	4,9	4,2	4,6	4,8
República Checa	4,6	4,7	4,7	4	3,9
Australia	4,3	4,8	4,7	5,1	5,5
Alemania	4,3	4,7	4,6	4,2	4,2
Dinamarca	4	4,2	3,9	3,8	4
Reino Unido	3,9	3,9	3,6	3,8	3,9
Noruega	3,8	4,6	4,9	5,2	5,5
Francia	3,4	3,5	3,6	4,1	4,2
Eslovaquia	3,3	4	4,2	3,4	3,2
Suiza	3,1	3,2	3,5	3,7	3,6
Japón	3	3,1	3	3,7	4,1
Austria	2,9	3,2	3,1	3,3	3,4
Polonia	2,8	3,4	3,4	2,5	2,7
Nueva Zelanda	2,8	2,9	3,5	4,3	4,4
Israel	2,6	2,2	1,9	2,7	3
Bulgaria	2,4	3,2	3,5	2,4	2,5
Irlanda	2,3	2,6	2,5	2,9	3,4
Italia	2,3	2,5	2,4	2,8	2,8
Sudáfrica	2,1	2,3	2,8	2,6	2,8
Venezuela	2,1	2,3	2,2	2,3	2,5
Hungría	2	2,7	2,9	2,4	2,5
España	1,5	1,8	1,9	2,4	2,7
Grecia	1,4	1,7	1,9	2,2	2,4
Argentina	1,4	1,5	1,4	1,5	1,7
Arabia Saudita	1,2	3,1	4,1	4,6	5
México	1	1,3	1,5	1,5	1,5
Hong Kong	0,9	1,1	1,4	2,2	2,2
Irán	0,8	1,2	1,1	1,5	1,7
Portugal	0,8	1	1,2	1,8	2,1
Brasil	0,8	0,9	0,9	0,9	1
Chile	0,8	0,8	0,8	1,2	1,6
Nigeria	0,7	0,8	0,8	0,8	0,8
Perú	0,7	0,6	0,6	0,5	0,6
Corea del Sur	0,6	1,1	1,3	2,6	3,9
Turquía	0,6	0,7	0,8	0,9	1,1

Tabla 5.9 (cont.).- Consumo de energía per cápita (en cursiva, países Tipo 1-A)

	1973	1979	1985	1992	1997
Colombia	0,6	0,7	0,7	0,7	0,8
Kenia	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5
Irak	0,5	0,8	1,2	1	1,3
China*	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
Siria	0,4	0,7	0,9	1	1
Tailandia	0,4	0,5	0,5	0,9	1,3
Ghana	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4
Filipinas	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5
India	0,3	0,4	0,4	0,4	0,5
Indonesia	0,3	0,4	0,4	0,6	0,7
Sri Lanka	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4
Myanmar	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
R.D. Congo	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Etiopía	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Egipto	0,2	0,3	0,5	0,6	0,6
Marruecos	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3
(*) No estaba disponible el dato de Taiwán por lo que se supone que está incluido en China.					
NOTA: Los países se han ordenado de mayor a menor en función del consumo energético en el año 1973. No se ha incluido la URSS.					

FUENTE: Elaboración propia con datos obtenidos del World Resources Institute (2003). Se trata de datos de la OCDE proporcionados por la Agencia Internacional de la Energía y están expresados en miles de toneladas métricas equivalentes de petróleo por habitante.

A tenor de lo expuesto se aprecia que no era el elevado nivel de renta per cápita el único rasgo que compartían los países Tipo 1-A en 1973 sino que también se caracterizaban por un elevado consumo energético y una gran dependencia del petróleo que les hacía más vulnerables a un *shock* petrolífero¹⁵⁸ (el único país que, cumpliendo estos requisitos, no figura en los países Tipo 1-A es Japón).

Todas las matizaciones previas parecen apuntar en la dirección señalada por Moomaw y Unruh (1997, p. 459) cuando defienden que la transición en la relación CO₂-PIB ha sido conducida más por decisiones y eventos históricos (como la crisis del petróleo) que por haber alcanzado un nivel de renta determinado.

¹⁵⁸ Cabe recordar que la crisis de 1973 supuso el final de una época de precios del petróleo bajos que había sido aprovechada especialmente por los países de Europa Occidental, Estados Unidos y Japón, de modo que su demanda energética se había desplazado hacia el petróleo. De hecho, el consumo de petróleo del conjunto de los países de la OCDE estaba en 1973 en torno al 70% del total mundial, y casi el 30% correspondía a Estados Unidos (García e Iranzo, 1988).

Para apoyar la hipótesis de que el hecho de haber alcanzado un determinado nivel de renta no es un factor que pueda asociarse automáticamente a un proceso de transición en la relación CO₂-PIB, volvemos a la Tabla 5.1 donde observamos que el rango de PIB per cápita en el que los países Tipo 1-A alcanzan su “punto crítico” (tomando para ello como referencia el año en el que generan sus emisiones per cápita máximas) está delimitado por los 10.937\$ del Reino Unido y los 18.204\$ de Suiza. Cabe puntualizar que Dinamarca llega a su nivel máximo de emisiones con una renta de 20.399\$ pero también hemos señalado que el nivel máximo en este país no es representativo de su punto crítico en la relación entre emisiones y PIB per cápita. Como se puede observar, el rango de PIB per cápita indicado es bastante amplio, por lo que no parece que exista un nivel de renta determinado en el que se produzca una transición hacia un debilitamiento de las relaciones entre emisiones y PIB per cápita.

Además, debemos tener en cuenta que otros países han alcanzado a lo largo del periodo niveles de PIB per cápita que estarían incluidos dentro de ese rango y no han sufrido una transición similar. Si establecemos, redondeando, un rango de PIB per cápita de 11.000 de mínimo y 18.200 de máximo, podemos comprobar que muchos países que no han experimentado esa transición se han situado dentro de ese rango a lo largo del periodo analizado. En este caso están los siguientes países:

- Países en los que el nivel mínimo del rango es superado ya desde la década de los setenta o incluso antes. En este caso se incluyen: Australia que supera ese nivel desde 1968 (11.234\$); Nueva Zelanda desde 1966 (11.381\$); Japón desde 1973 (11.439\$); e Italia desde 1974 (11.069\$)¹⁵⁹.
- Países que superan el nivel mínimo del rango en la década de los ochenta: Hong Kong desde 1981 (11.203\$); Israel desde 1981 (11.358\$); y España desde 1988 (11.276\$).

¹⁵⁹ También Venezuela y Arabia Saudita alcanzan ese nivel de PIB per cápita en la década de los setenta pero, a diferencia de los países anteriormente mencionados, lo hacen sólo temporalmente, volviendo posteriormente a niveles de PIB per cápita inferiores.

- Países que superan el nivel mínimo del rango en los noventa: Irlanda desde 1990 (11.825\$); Portugal desde 1991 (11.138\$); Taiwán desde 1992 (11.218\$); Corea del Sur desde 1995 (11.832\$); y Grecia desde 1998 (11.166\$).
- Algunos de los países citados han llegado incluso a superar el nivel máximo del rango durante el periodo considerado. Australia, Japón y Hong-Kong superan el máximo del rango desde 1994 (18.489\$), 1990 (18.789\$) y 1991 (18.229\$) respectivamente¹⁶⁰.

Hemos citado países que han alcanzado un nivel de PIB per cápita que se situaría dentro o por encima del rango señalado y no han sufrido un proceso de transición en la relación CO₂-PIB. Pero también podemos enumerar países que sí han sufrido una transición pero cuya renta no ha llegado a situarse en el rango. Es el caso de los países Tipo 1-B ya que no alcanzan el nivel mínimo del rango en todo el periodo de análisis y, por tanto, no se situarían dentro de ese rango ni en la que hemos denominado primera transición ni en la segunda. Respecto a la primera transición¹⁶¹, si volvemos a la Tabla 5.4 podemos comprobar que los “puntos críticos” (tomando como referencia de tales los niveles de PIB per cápita generados en el año en que producen el nivel máximo de emisiones) de Checoslovaquia y Hungría son muy inferiores a los de los países Tipo 1-A. Tampoco en la segunda transición los niveles de PIB per cápita de los países Tipo 1-B alcanzarían el mínimo del rango si tenemos en cuenta que en 1989 el PIB per cápita era 8.728\$ en Checoslovaquia, 5.685\$ en Polonia y 6.787\$ en Hungría.

En resumen, todo lo expuesto anteriormente conduce a la conclusión de que han sido más determinantes los acontecimientos y eventos históricos (la crisis del petróleo o la reestructuración de la Europa del Este) como desencadenantes de una transición en la relación CO₂-PIB que el hecho de haber alcanzado un determinado nivel de renta per cápita. Además, cabe subrayar que esos procesos de transición están asociados a periodos de profundas crisis económicas.

¹⁶⁰ Italia e Irlanda también lo superan pero en 1999.

¹⁶¹ Ya hemos expuesto anteriormente que Checoslovaquia y Hungría parecen haber sufrido una primera transición en la relación CO₂-PIB debido a la crisis de 1979 como sucedía en los países Tipo 1-A.

5.3. ANÁLISIS GRÁFICO DE LA RELACIÓN AZUFRE-PIB

Iniciamos a continuación el análisis gráfico de la relación entre el PIB per cápita y las emisiones de azufre per cápita¹⁶². Este análisis tendrá como objetivo comparar esta relación con la trayectoria CO₂-PIB. Por ello, utilizaremos como base la clasificación de países ya efectuada para las emisiones de dióxido de carbono, de forma que los países Tipo 1-A, Tipo 1-B y Tipo 2 a los que haremos referencia son los que han sido clasificados en esos grupos en el análisis de la relación CO₂-PIB. Ya no hemos incluido en este punto los países que antes clasificamos como Tipo 3 debido a que la interpretación de sus gráficos resulta compleja.

Incluimos dos gráficos para cada país. El primero recoge la relación entre el PIB per cápita (eje de abscisas) y las emisiones de azufre per cápita (eje de ordenadas). En él se incluye una recta vertical que indica el año en que se producen las emisiones per cápita máximas. Por lo tanto, en caso de que dicha recta cruce más de un punto, la referencia temporal siempre estará relacionada con el punto superior. En los países Tipo 1-A y en aquellos en los que la información pueda resultar relevante, cuando no se preste a confusión, se incluirá otra recta vertical que indicará la referencia de al menos uno de los años en los que se producen las crisis petrolíferas, con el objeto de comparar lo sucedido con las emisiones de CO₂. Cuando resulte conveniente se introducirá otra referencia temporal. El segundo gráfico presenta la evolución a lo largo del periodo de las emisiones de azufre totales y en términos per cápita.

En este análisis, hemos decidido ofrecer también los dos gráficos para los países Tipo 2, ya que la evolución de la relación entre emisiones de azufre y PIB requiere, en estos países, mayor explicación que en el caso del CO₂.

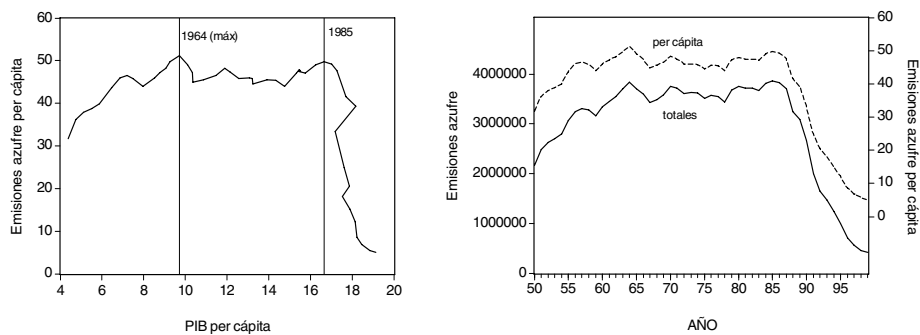
Los datos utilizados serán los datos de PIB per cápita y de emisiones de azufre per cápita descritos en el apartado 4.3.1. Al igual que hicimos en el caso de la relación CO₂-PIB, presentamos, primero, los gráficos de cada grupo de países y, posteriormente, unas conclusiones conjuntas del análisis de cada grupo.

¹⁶² Cabe recordar que el trabajo de Moomaw y Unruh (1997) se limitaba a analizar lo que sucedía en el caso de las emisiones de CO₂.

5.3.1. PAÍSES CLASIFICADOS COMO TIPO 1

5.3.1.1. Países Tipo 1 pertenecientes a la OCDE94 (Tipo 1-A)

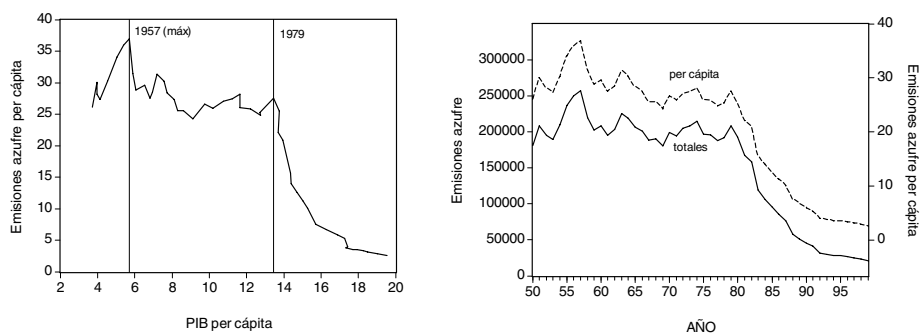
Gráfico 5.22.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: ALEMANIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

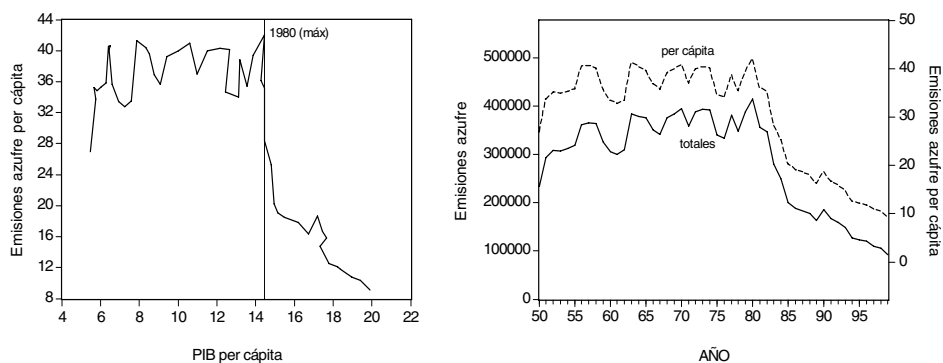
Gráfico 5.23.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: AUSTRIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

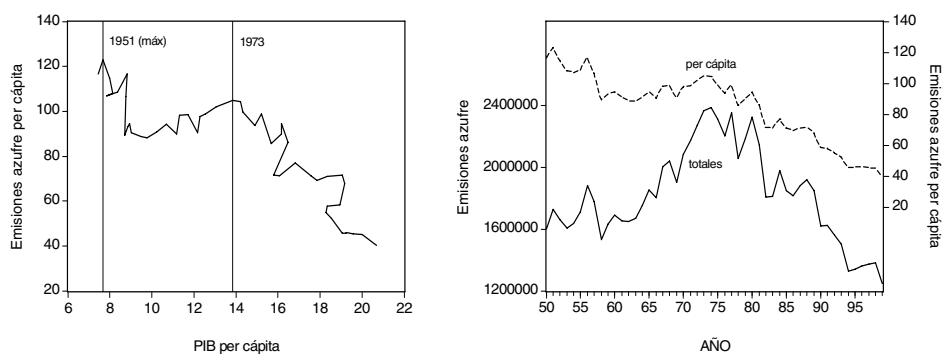
Gráfico 5.24.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: BÉLGICA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

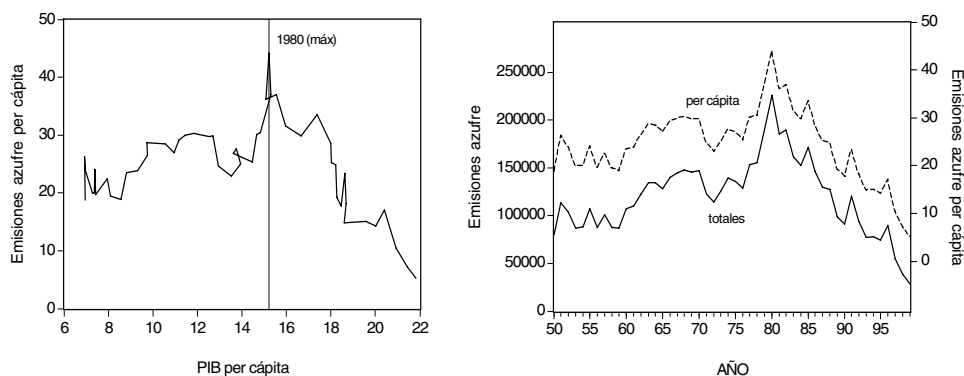
FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.25.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: CANADÁ



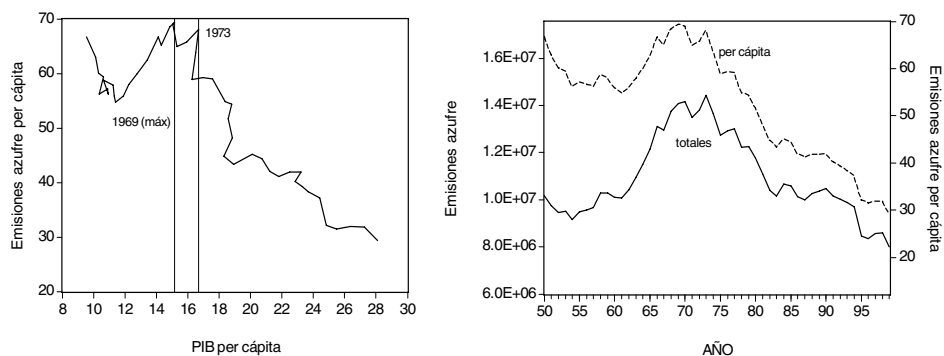
NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.26.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: DINAMARCA

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

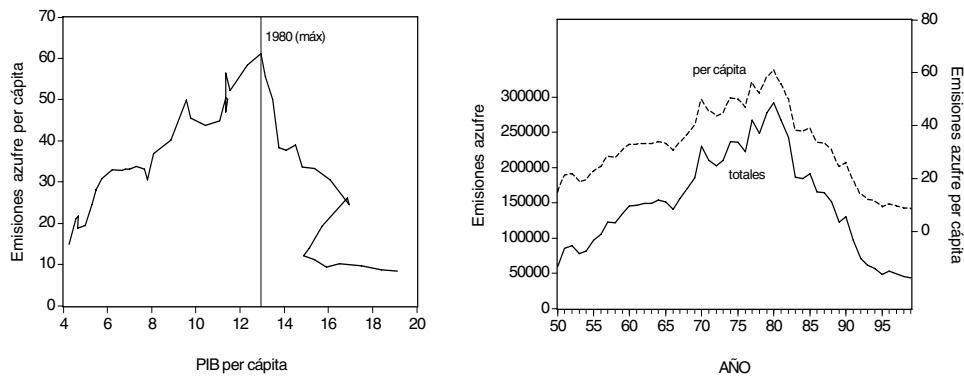
FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.27.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: ESTADOS UNIDOS

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

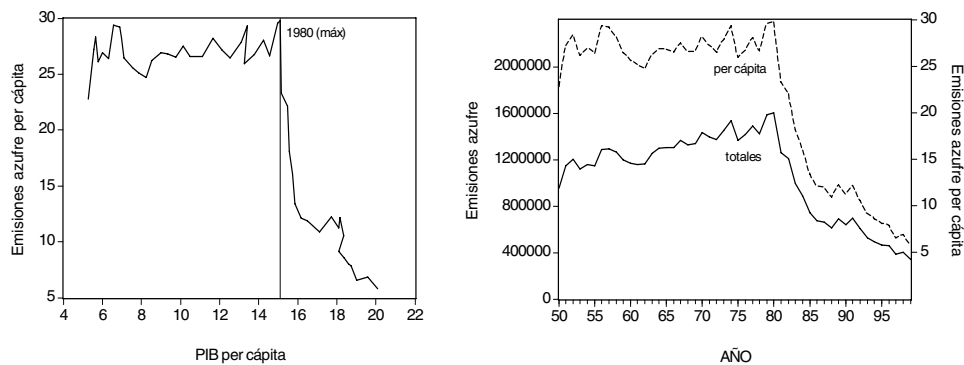
Gráfico 5.28.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: FINLANDIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

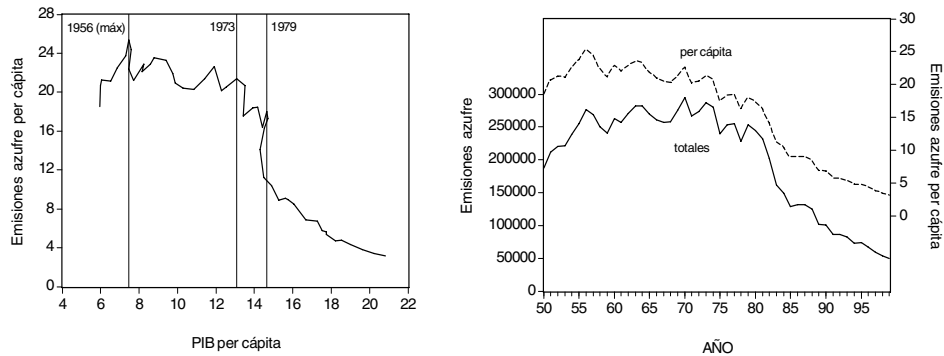
Gráfico 5.29.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: FRANCIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

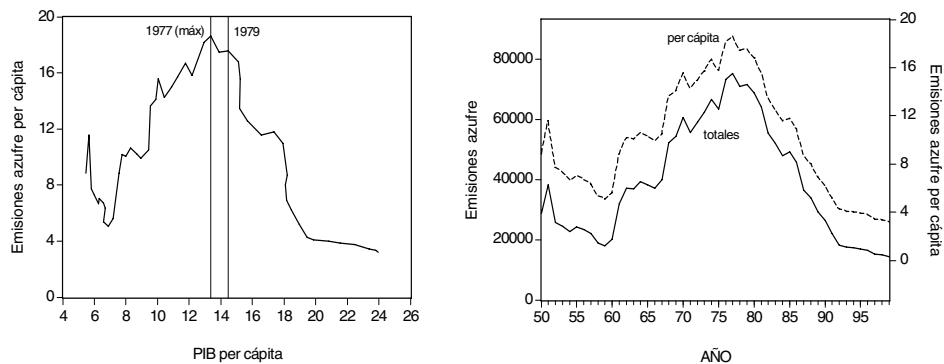
Gráfico 5.30.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: HOLANDA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

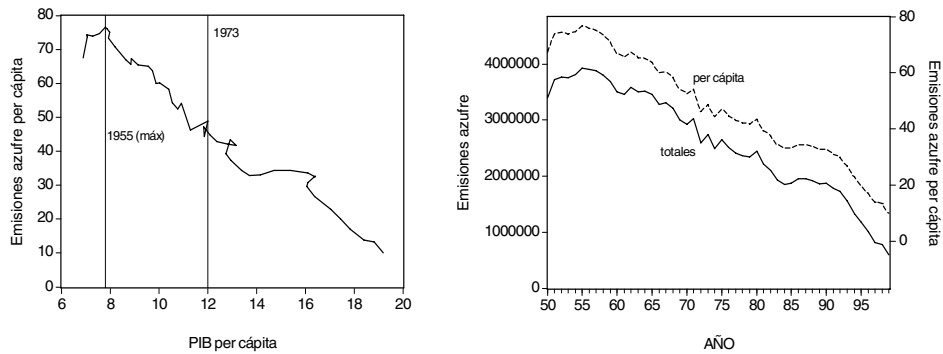
Gráfico 5.31.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: NORUEGA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

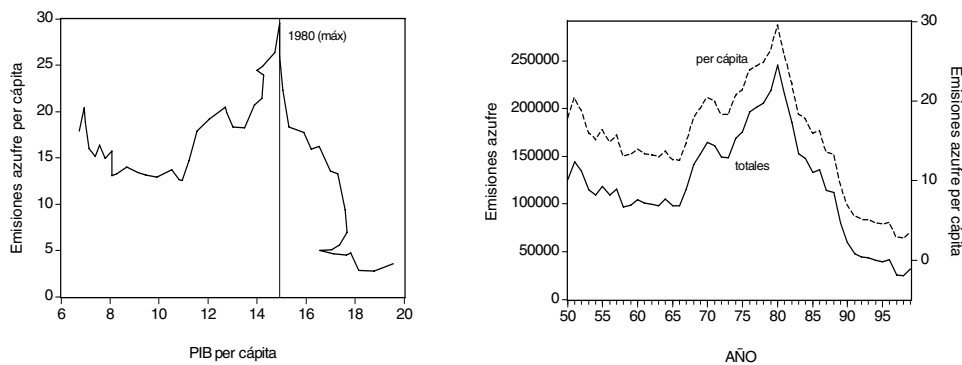
Gráfico 5.32.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: REINO UNIDO



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

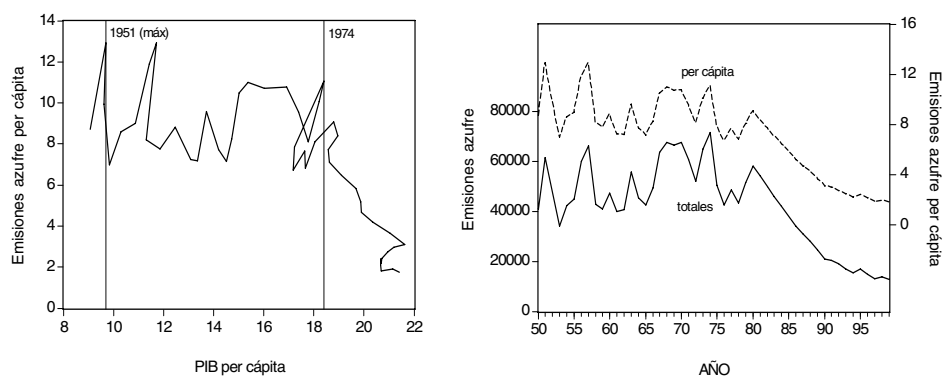
FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.33.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: SUECIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.34.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: SUIZA

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Ofrecemos en la Tabla 5.10 algunos datos que complementan la información contenida en los gráficos.

En los gráficos anteriores y en la Tabla 5.10, podemos comprobar que, a diferencia de lo que sucedía con las emisiones de CO₂, siete de los trece países Tipo 1-A (Alemania, Austria, Canadá, Estados Unidos, Holanda, Reino Unido y Suiza) generan su nivel máximo de emisiones de azufre per cápita antes de la década de los setenta y, de ellos, cinco lo alcanzan ya en la década de los cincuenta.

Aún así, el análisis de los gráficos de esos siete países apunta a la importancia de las crisis de los setenta en la evolución de su relación azufre-PIB, excepto en los casos de Alemania y Reino Unido. En algunos de esos países, dicha importancia se revela en el hecho de que, aunque las emisiones tienden a disminuir casi desde principios del periodo, es en torno a 1973-74 cuando comienzan a experimentar una caída más continuada, proceso que parece intensificarse a partir de 1979. Esto ocurre en Holanda y en Austria. En Suiza la evolución es algo diferente ya que, aunque genera

sus emisiones per cápita máximas en 1951, es difícil precisar una tendencia clara en la curva azufre-PIB hasta 1974. Después de esa fecha las emisiones caen como consecuencia de la disminución del PIB pero es a partir de 1980 cuando parece predominar una curva azufre-PIB descendente. Es significativo el hecho de que Holanda y Suiza, a pesar de que producen sus emisiones per cápita máximas en 1956 y 1951, respectivamente, no generan sus emisiones totales máximas hasta 1970 y 1974. En Austria, sin embargo, es 1957 en ambos casos.

Tabla 5.10.- Emisiones de azufre per cápita, PIB per cápita y ratio entre emisiones de azufre y PIB (*S/PIB*) en el año en que se producen las mayores emisiones de azufre per cápita en los países Tipo 1-A (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de azufre totales máximas)

EMISIONES DE AZUFRE					
PAÍSES TIPO 1-A	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	EMISIONES AZUFRE PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	S/PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS(1)
Alemania	1964	51,21	9.709	5,72	1985
Austria	1957	36,93	5.716	6,46	1957
Bélgica	1980	42,04	14.467	2,91	1980
Canadá	1951	123,04	7.686	16,01	1974
Dinamarca	1980	44,12	15.227	2,90	1980
EEUU	1969	69,41	15.179	4,57	1973
Finlandia	1980	61,09	12.948	4,72	1980
Francia	1980	29,80	15.103	1,97	1980
Holanda	1956	25,37	7.468	3,40	1970
Noruega	1977	18,61	13.357	1,39	1977
Reino Unido	1955	76,60	7.826	9,79	1955
Suecia	1980	29,54	14.936	1,98	1980
Suiza	1951	12,92	9.684	1,33	1974
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.					

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

En los otros dos países, Estados Unidos y Canadá, puede observarse que, después de una disminución inicial brusca de las emisiones, parece retomarse una senda ascendente que se trunca con las crisis de los setenta. En Estados Unidos las emisiones

per cápita se instalan en una clara trayectoria descendente desde 1973. En Canadá, después de la caída que experimentan las emisiones per cápita en la década de los cincuenta, parecen retomar una ligera senda creciente que finaliza en 1973. De hecho, la importancia de la crisis del 73 en estos dos países se detecta en su efecto sobre el volumen total de emisiones ya que, como se comprueba en el Tabla 5.10, Estados Unidos y Canadá generan sus emisiones totales máximas en 1973 y 1974, respectivamente.

En relación con los casos de Alemania y Reino Unido, hay que tener en cuenta que los datos de la Alemania unificada probablemente escondan el desarrollo en Alemania Occidental de un proceso similar a alguno de los dos descritos. Por su parte, en el Reino Unido las emisiones de azufre, tanto totales como per cápita, mantienen una fuerte tendencia a disminuir a lo largo de todo el periodo muestral. Este comportamiento puede estar explicado, si atendemos a Albrecht *et al* (2001), por las secuencias de *smog* que padeció Londres a finales de los cuarenta y principios de los cincuenta, que condujeron a la Clean Air Act en 1956, la cual impuso importantes reducciones en las concentraciones de azufre. A causa de ello se adoptaron nuevas tecnologías y se sustituyó progresivamente el carbón por petróleo y por gas. Esto podría explicar no sólo la evolución de las emisiones de azufre sino también la de las de CO₂ en el Reino Unido que, como ya vimos¹⁶³, también mostraban una trayectoria atípica.

En cuanto a lo que sucede en el resto de los países Tipo 1-A, esto es, Francia, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Suecia y Noruega, el año 1979 marca una transición en la relación azufre-PIB. Se puede comprobar en la Tabla 5.10 que estos países alcanzan sus emisiones per cápita (y totales) máximas en 1980, excepto Noruega en 1977. Ahora bien, sólo en los países nórdicos se observaría antes de esa fecha una curva azufre-PIB con pendiente positiva. Por el contrario, en Francia y Bélgica, antes de 1980, las emisiones de azufre sufrían oscilaciones pero no parecían mantener un ritmo de crecimiento similar al del PIB per cápita.

Por lo tanto, del análisis gráfico se deduce que las crisis del petróleo de los setenta supusieron un punto de inflexión en la relación azufre-PIB en los países Tipo 1-A, aunque de forma algo diferente al caso del CO₂. En este último, los choques petrolífe-

¹⁶³ En el apartado 5.2.1.1.

ros provocaban una transición que suponía el paso de una curva CO₂-PIB con pendiente positiva (y una elevada correlación positiva entre las dos variables), a una curva que tendía a aplanarse o a presentar una pendiente negativa. Sin embargo, la correlación previa a las crisis de los setenta entre las emisiones de azufre y el PIB es, en líneas generales, mucho más débil, e incluso, en algunos casos, la pendiente de la curva azufre-PIB es ya negativa, siendo después de las crisis pronunciadamente negativa. Al igual que en el caso del carbono parece que es mayor el impacto de la crisis de 1979 que el producido por la de 1973.

Hay que hacer una matización importante a las afirmaciones anteriores sobre la influencia de las crisis de los setenta en la relación azufre-PIB. Dichas conclusiones se han basado en la coincidencia en el tiempo del cambio en la evolución de la senda azufre-PIB y las crisis petrolíferas, especialmente la de 1979. Ahora bien, así como en el caso del CO₂ tales crisis eran el acontecimiento más relevante que podía asociarse a un proceso de transición en la relación CO₂-PIB de carácter internacional, no sucede lo mismo en el caso del azufre, ya que hay que tener en cuenta que 1979 es el año en que se firma la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia. Aunque esta Convención no plantea inicialmente objetivos obligatorios de reducción de emisiones sí da el primer paso para la firma del Protocolo de Helsinki sobre la reducción de las emisiones de azufre en al menos un 30% en 1985. Todos los países que figuran en los Tipo 1-A eran firmantes de la Convención aunque ni el Reino Unido ni Estados Unidos firmaron el Protocolo de Helsinki. Por todo ello, puede plantearse que la fuerte disminución de las emisiones de azufre después de 1979 sea la combinación de los efectos de la crisis del petróleo con los efectos de los compromisos adquiridos en los acuerdos internacionales, inicialmente con una mayor influencia de los primeros pero, posteriormente, con el predominio de los segundos. Esta posibilidad se analizará con más detenimiento en el Capítulo 6.

De nuevo, como sucedía en las emisiones de CO₂, no se detecta la existencia de un determinado nivel de PIB per cápita que pueda señalar una transición en la relación azufre-PIB.

5.3.1.2. Países Tipo 1 pertenecientes a la Europa del Este (Tipo 1-B)

Gráfico 5.35.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: POLONIA

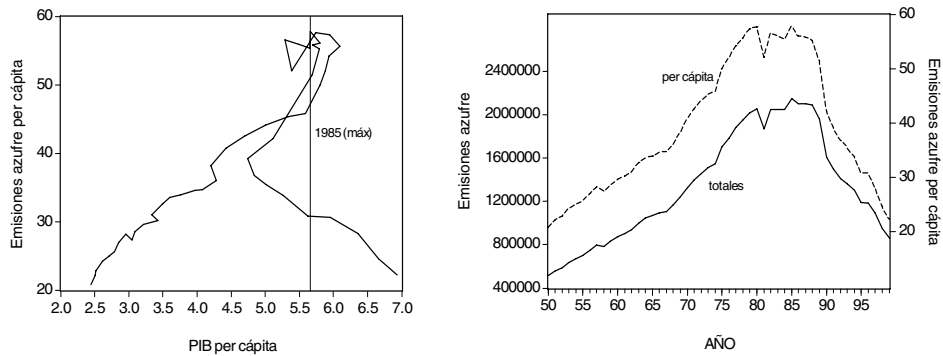
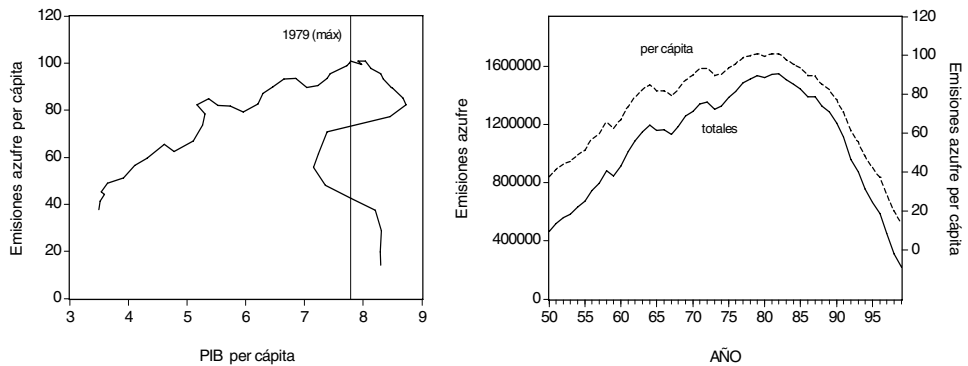
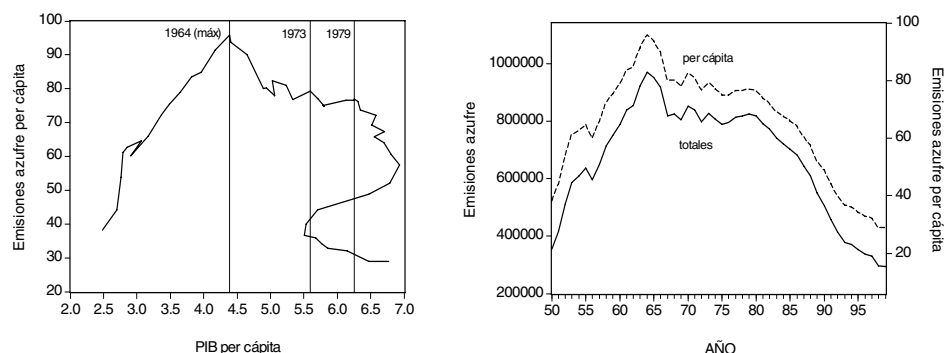


Gráfico 5.36.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: CHECOSLOVAQUIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.37.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: HUNGRÍA

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Como en todos los casos anteriores, completamos la información proporcionada por los gráficos con los datos de la Tabla 5.11.

Tabla 5.11.- Emisiones de azufre per cápita, PIB per cápita y ratio entre emisiones de azufre y PIB (S/PIB) en el año en que se producen las mayores emisiones de azufre per cápita en los países Tipo 1-B (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de azufre totales máximas)

EMISIONES DE AZUFRE					
PAÍSES TIPO 1-B	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	EMISIONES AZUFRE PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	S/PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS(1)
Polonia	1985	57,79	5.664	10,20	1985
Checoslovaquia	1979	100,87	7.790	12,95	1982
Hungría	1964	95,86	4.390	21,84	1964
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.					

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Vamos a comparar la evolución de la relación azufre-PIB con la de la relación CO₂-PIB en los países Tipo 1-B.

La principal conclusión a la que habíamos llegado en el análisis gráfico de la relación CO₂-PIB en los países Tipo 1-B es que, tras una larga fase en la que dicha curva mostraba una pendiente positiva, podían detectarse dos etapas de transición: la primera con las crisis petrolíferas de los setenta, especialmente con la de 1979, igual que sucedía en los países Tipo 1-A (transición que no era clara en Polonia pero sí se observaba en Checoslovaquia y Hungría, provocando en estos países el paso en la curva de una pendiente positiva a una pendiente negativa) y, la segunda, en la crisis sufrida por los países de Europa del Este tras la caída del muro de Berlín (transición que se producía en los tres países de este grupo, de forma que la recuperación económica posterior a dicha crisis no supuso que las emisiones crecieran al mismo ritmo que el PIB).

En la relación azufre-PIB, podemos también observar la existencia de esa primera transición en Checoslovaquia. En este país, las emisiones de azufre per cápita tienden a crecer con el PIB per cápita hasta que alcanzan su nivel máximo en 1979. Tras mantenerse en niveles similares hasta 1982, comienzan una senda descendente a pesar de que el PIB aumenta hasta 1989. Por lo tanto, parece que, después de la crisis del 79, las emisiones de azufre no experimentaron una evolución pareja a la del PIB.

En Hungría, las emisiones de azufre también parecen verse afectadas por la crisis del 79 pero de forma muy diferente a lo que sucedía con las emisiones de CO₂. Mientras que en la trayectoria de la curva CO₂-PIB la crisis del 79 supuso el paso de una pendiente positiva a una ligera pendiente negativa, dicha crisis simplemente agudiza una tendencia decreciente en la relación azufre-PIB. Puede comprobarse en los gráficos y en la Tabla 5.11 que la tendencia a la caída de las emisiones de azufre ya había comenzado en 1964, año este en el que Hungría genera su máximo de emisiones de azufre per cápita y totales, y cómo esa evolución se produce en un contexto en el que el PIB per cápita mantiene una tendencia creciente hasta 1988.

Polonia no parece experimentar un proceso de transición en 1979. Basamos esta afirmación en que, por un lado, debe tenerse en cuenta que, entre 1979 y 1982, se produce una contracción importante en el PIB, por lo que podría ser esta la explica-

ción de cualquier disminución de las emisiones pero, además, por otro lado, las emisiones de azufre vuelven posteriormente a recuperarse con el PIB, de forma que Polonia alcanza sus niveles de emisiones máximos (totales y per cápita) en 1985.

Por lo tanto, en Checoslovaquia y Hungría se observa, como en la trayectoria CO₂-PIB, una transición en la relación azufre-PIB a raíz de la crisis de 1979, aunque en Hungría esta transición no supuso un cambio en el signo de la pendiente de la curva (de positiva a negativa) sino que su efecto habría sido el de intensificar un proceso (con pendiente negativa) que ya había comenzado en 1964. Como en el caso del CO₂ no puede hablarse de esta primera transición en Polonia.

En cuanto a la que hemos denominado, en el caso del CO₂, “segunda transición”, esto es, la transición que se produce como consecuencia de la contracción económica que comienza a finales de los ochenta, también se observa en el caso de las emisiones de azufre en los tres países Tipo 1-B. A consecuencia de dicha crisis, las emisiones disminuyen acompañando a la fuerte reducción del PIB pero, en ese proceso, se modifica de nuevo la relación azufre-PIB de forma que, una vez finalizada la contracción (en 1992-93), la producción comienza de nuevo a aumentar pero no así las emisiones que siguen disminuyendo, situándose en niveles muy inferiores a los de las décadas 70-80. Además, esta caída en las emisiones de azufre es mucho más intensa que la experimentada por las de CO₂.

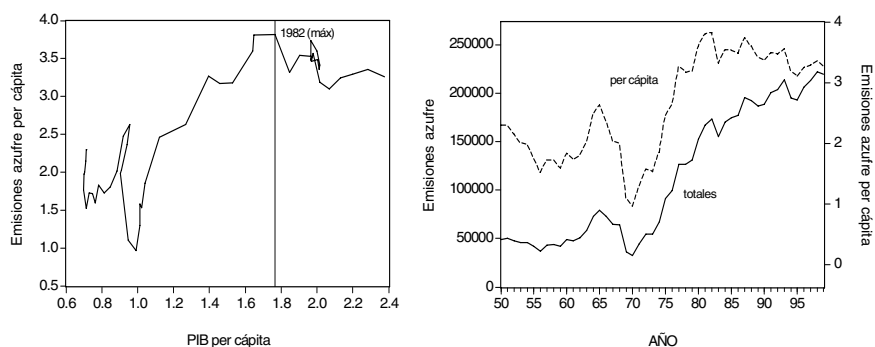
A todo lo anterior hay que añadir que Polonia, Hungría y Checoslovaquia (ahora República Checa y Eslovaquia) son firmantes de la Convención sobre contaminación atmosférica a larga distancia. Hungría y Checoslovaquia (República Checa y Eslovaquia) también firmaron el Protocolo de Helsinki, pero no Polonia.

En resumen, en la evolución de la relación azufre-PIB en los países Tipo 1-B se han sumado, al igual que sucedía en la relación CO₂-PIB, los efectos de las crisis del petróleo de los setenta con los de la reestructuración económica que se produce con la caída del muro de Berlín, dando como resultado una importante disminución de las emisiones de azufre. Ahora bien, en el caso del azufre hay que añadir el impacto que puede haber ejercido el hecho de que estos países hayan adquirido compromisos de carácter internacional de reducción de emisiones, posibilidad que analizaremos más detenidamente en el próximo capítulo.

5.3.2. PAÍSES CLASIFICADOS COMO TIPO 2

♦ África

Gráfico 5.38.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: EGIPTO

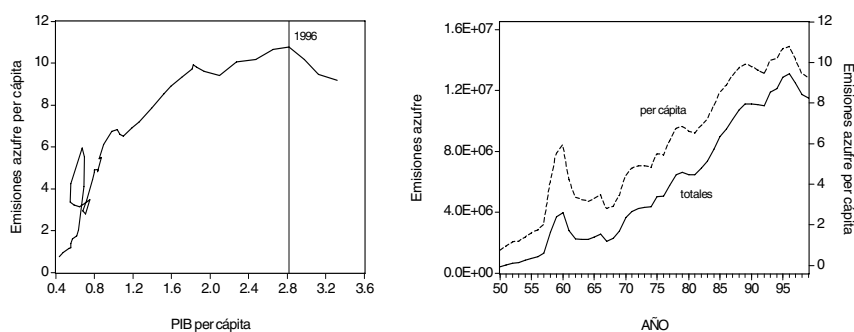


NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

♦ Asia

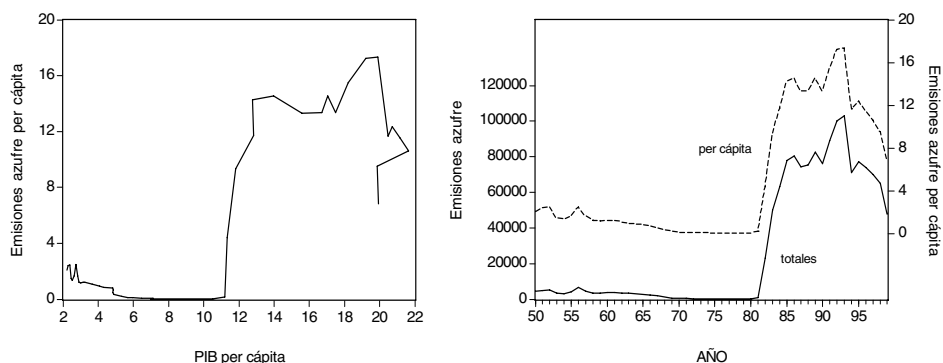
Gráfico 5.39.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: CHINA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

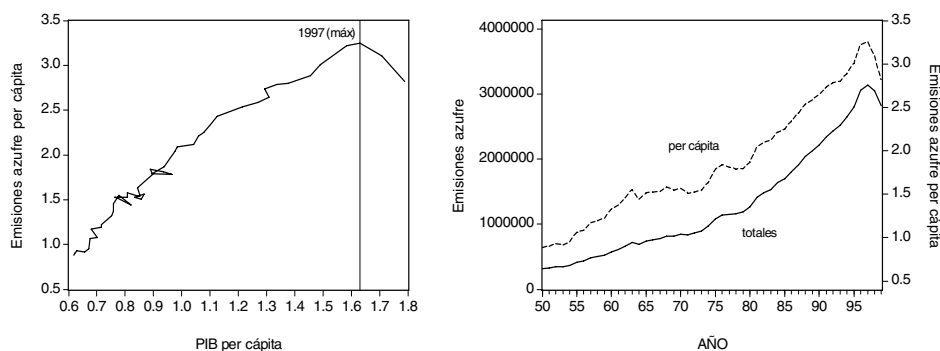
Gráfico 5.40.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: HONG KONG



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

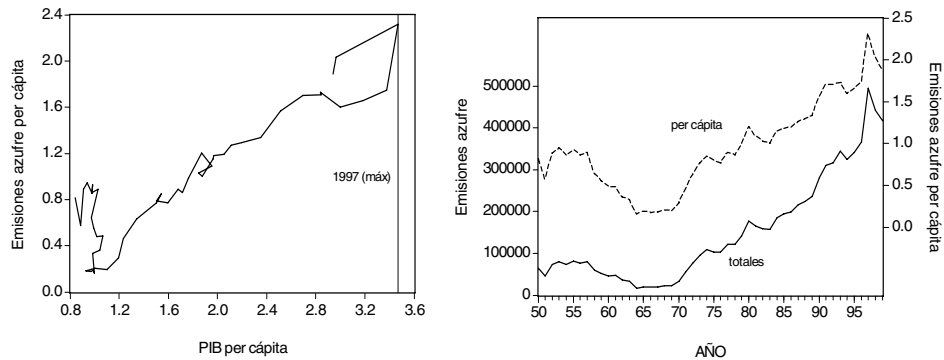
Gráfico 5.41.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: INDIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

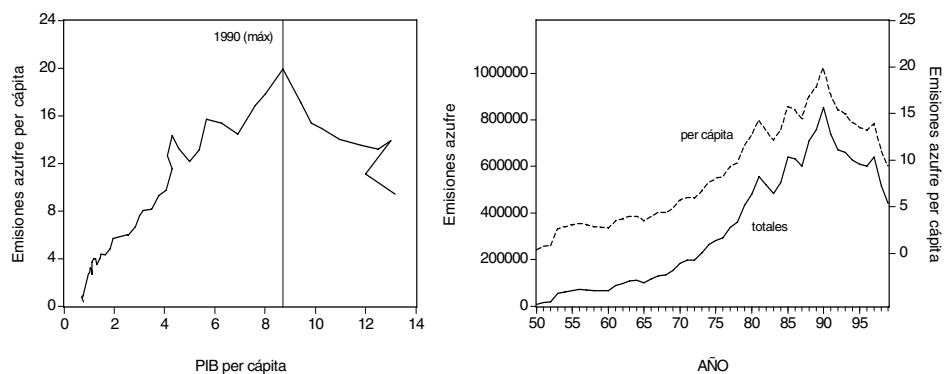
Gráfico 5.42.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: INDONESIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

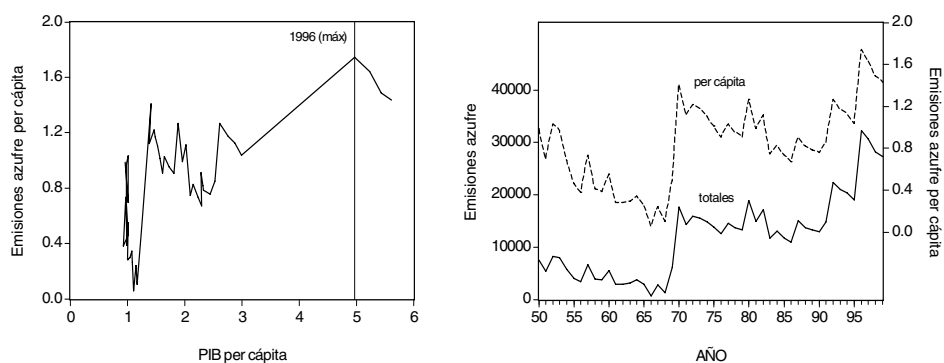
Gráfico 5.43.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: COREA DEL SUR



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

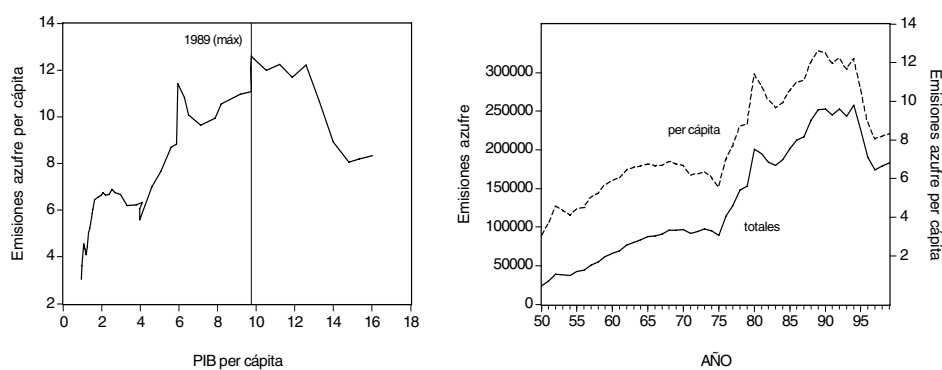
Gráfico 5.44.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: SRI LANKA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

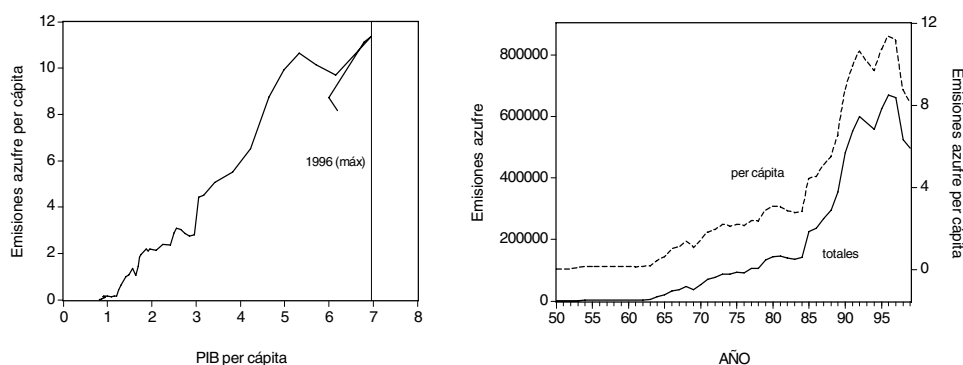
FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.45.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: TAIWÁN



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

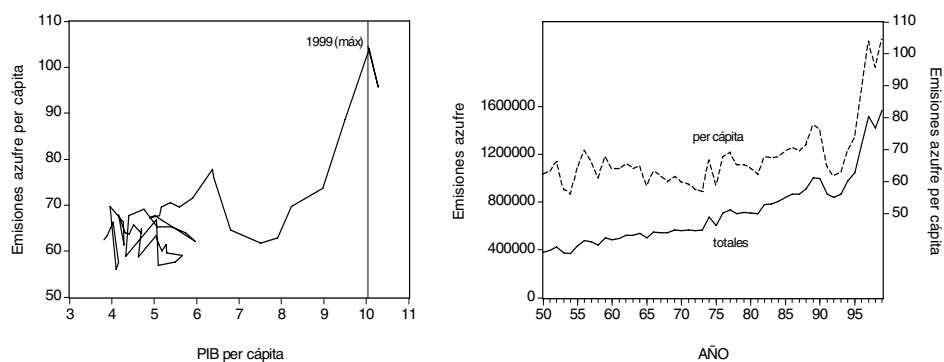
FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.46.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: TAILANDIA

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

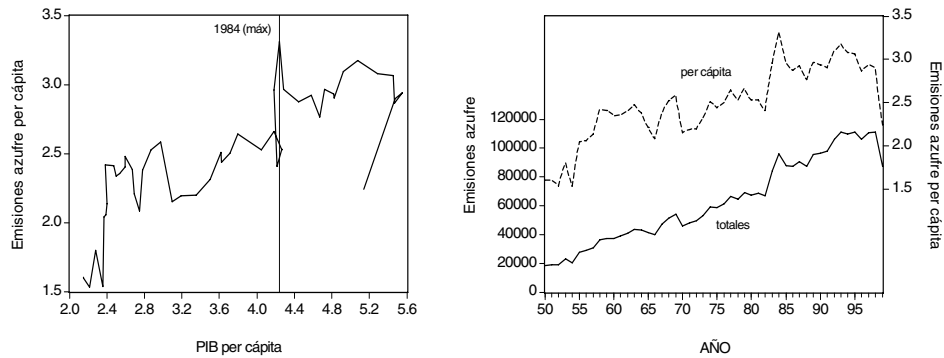
♦ Latinoamérica

Gráfico 5.47.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: CHILE

NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.48.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: COLOMBIA

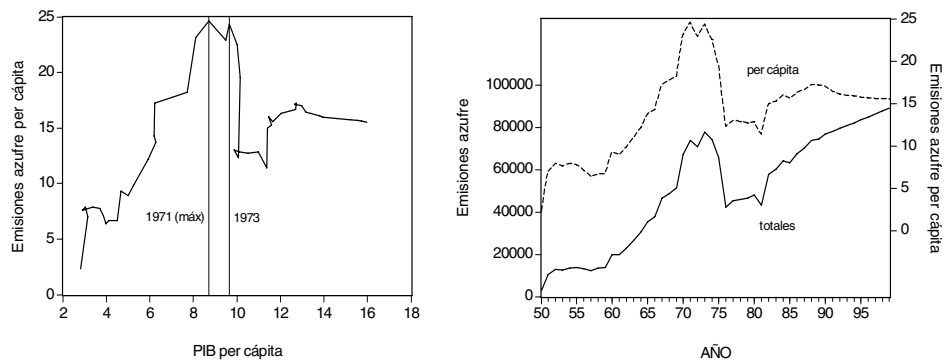


NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

♦ Oriente Medio

Gráfico 5.49.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: ISRAEL

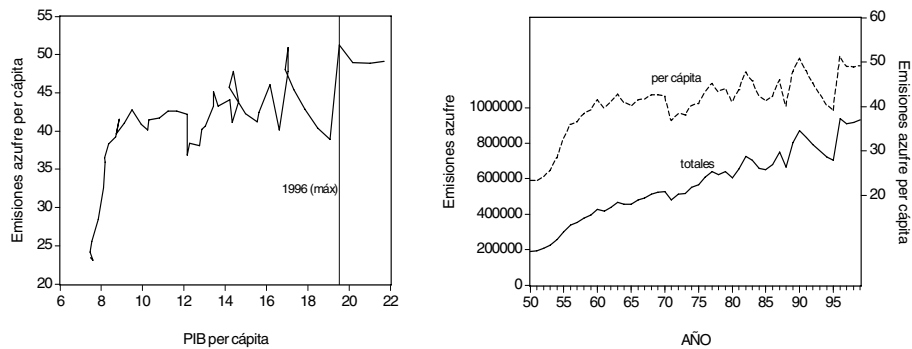


NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

♦ OCDE94

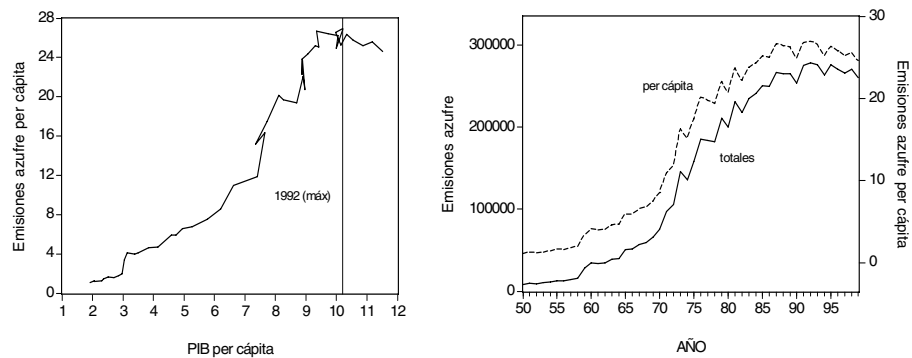
Gráfico 5.50.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: AUSTRALIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

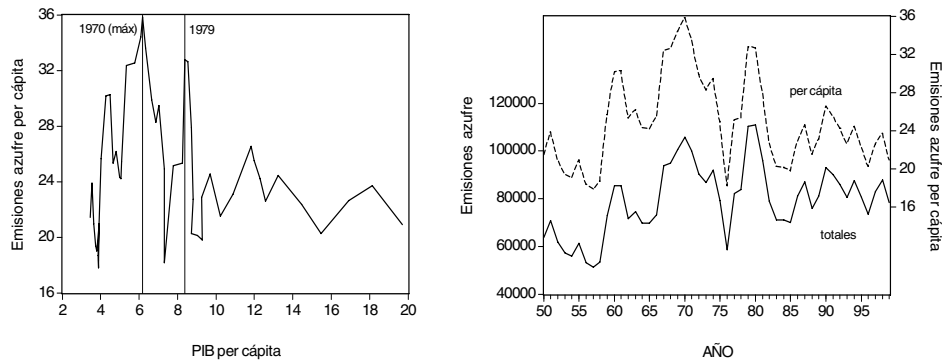
Gráfico 5.51.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: GRECIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

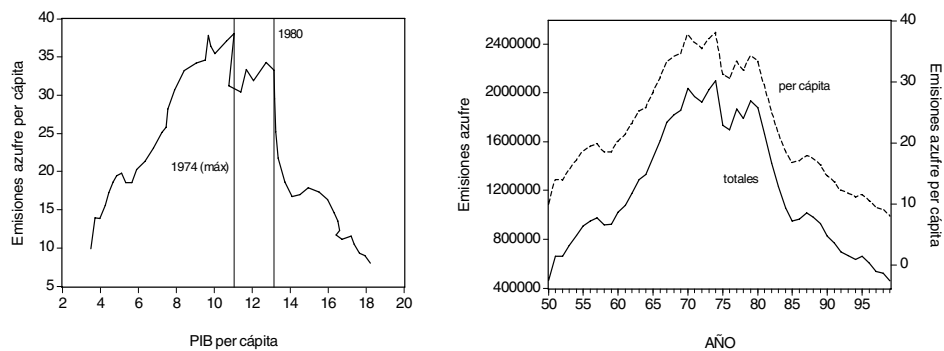
Gráfico 5.52.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: IRLANDA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

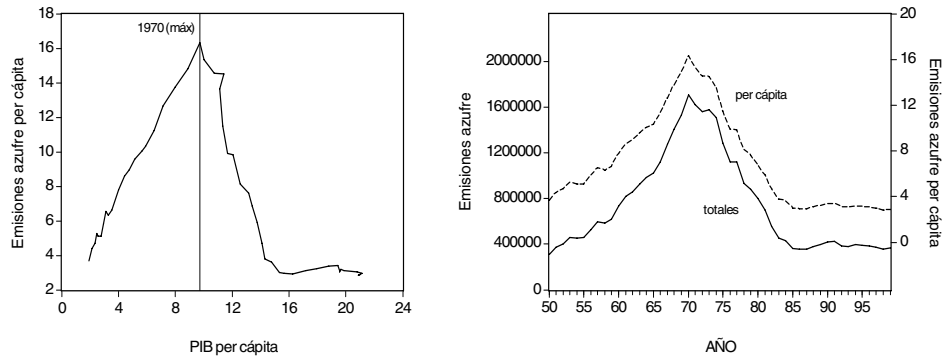
Gráfico 5.53.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: ITALIA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

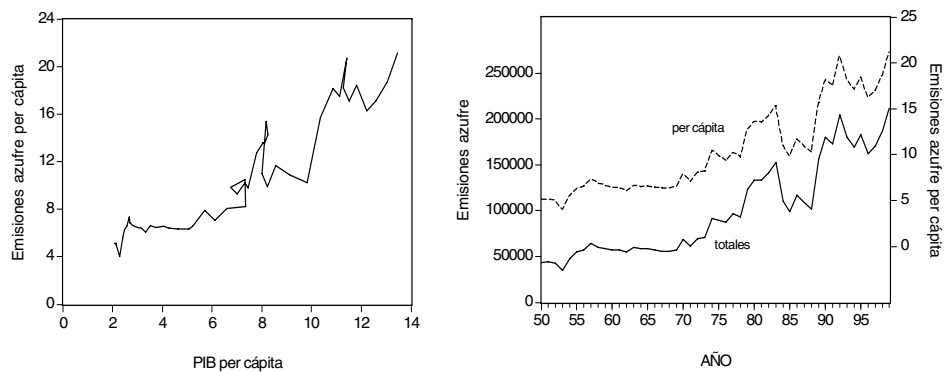
Gráfico 5.54.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: JAPÓN



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

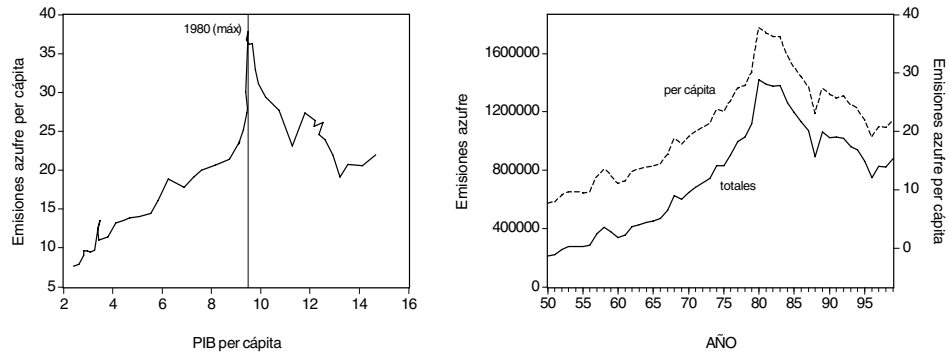
Gráfico 5.55.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: PORTUGAL



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

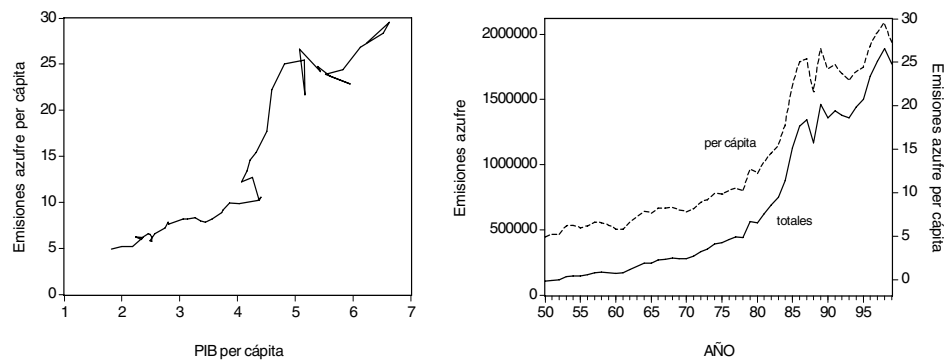
Gráfico 5.56.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: ESPAÑA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Gráfico 5.57.- Análisis gráfico de las emisiones de azufre: TURQUÍA



NOTAS: El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante. Las emisiones de azufre están expresadas en toneladas métricas y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

Así como en el caso de las emisiones de CO₂ los países Tipo 2 se caracterizaban, en líneas generales, por una relación creciente entre las emisiones y el PIB a lo largo del periodo, las situaciones son más heterogéneas cuando analizamos la relación azufre-PIB en estos países. Podemos distinguir los siguientes grupos en función de la fecha en la que generan sus emisiones de azufre per cápita máximas (Tabla 5.12).

Tabla 5.12.- Emisiones de azufre per cápita, PIB per cápita y ratio entre emisiones de azufre y PIB (*S/PIB*) en el año en que se producen las mayores emisiones de azufre per cápita en los países Tipo 2 (se incluye también el año en el que se generan las emisiones de azufre totales máximas)

EMISIONES DE AZUFRE					
PAÍSES TIPO 2	AÑO EMISIONES PER CÁPITA MÁXIMAS(1)	EMISIONES AZUFRE PER CÁPITA	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	S/PIB	AÑO EMISIONES TOTALES MÁXIMAS(1)
ÁFRICA					
Egipto	1982	3,82	1.767	2,16	1998
ASIA					
China	1996	10,77	2.821	3,82	1996
Corea del Sur	1990	19,90	8.704	2,29	1990
Hong Kong	1993	17,34	19.887	0,87	1993
India	1997	3,25	1.630	1,99	1997
Indonesia	1997	2,32	3.472	0,67	1997
Sri Lanka	1996	1,74	4.978	0,35	1996
Tailandia	1996	11,37	6.968	1,63	1996
Taiwán	1989	12,61	9.763	1,29	1994
LATINOAMÉRICA					
Chile	1999	104,59	10.039	10,42	1999
Colombia	1984	3,31	4.239	0,78	1995
ORIENTE MEDIO					
Israel	1971	24,62	8.711	1,83	1999
OCDE94					
Australia	1996	51,23	19.539	2,62	1996
España	1980	37,80	9.492	3,98	1980
Grecia	1992	26,93	10.204	2,64	1992
Irlanda	1970	35,82	6.200	5,78	1980
Italia	1974	38,07	11.069	3,44	1974
Japón	1970	16,34	9.715	1,68	1970
Portugal	1999	21,13	13.461	1,57	1999
Turquía	1998	29,53	6.634	4,45	1998
(1) El periodo considerado es 1950-1999.					
NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.					

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

A) Países que generan sus emisiones de azufre per cápita máximas en el periodo 1970-1980

A diferencia de lo que sucede en muchos de los países Tipo 1-A y en Hungría, ninguno de los países Tipo 2 llega a sus niveles de emisiones de azufre per cápita máximos antes de 1970. Pero sí hay un conjunto de países Tipo 2 que alcanza sus niveles máximos entre 1970 y 1980.

Comenzaremos haciendo referencia a aquellos países que generan sus emisiones máximas en esta década tanto en términos per cápita como totales. En este caso se encuentran cuatro países OCDE94: Japón, Irlanda, Italia y España.

En concreto, en Italia, España e Irlanda, el año 1980 marca el inicio del descenso más acusado y continuado de las emisiones de azufre, aunque en Italia podría considerarse que el proceso comienza en 1974. En Japón se habría iniciado en 1970. Es importante resaltar que estas fechas no marcan únicamente la disminución de las emisiones per cápita sino también la del volumen total de emisiones. Por el contrario, todos alcanzaban sus emisiones per cápita máximas de CO₂ en 1999.

Si observamos de nuevo los gráficos de estos países para el CO₂ podemos comprobar que las crisis del petróleo, especialmente la de 1979, sí provocan una caída en las emisiones de carbono (este impacto es menos evidente en el caso de Irlanda) pero esa reducción resulta coyuntural pues pronto recuperan una senda creciente. Por el contrario, si atendemos a la curva trazada por la relación azufre-PIB en España, Italia y Japón tiene casi la forma de una V invertida.

En Irlanda no se observa con tanta claridad la curva con forma de U invertida ya que hasta 1980 tanto las emisiones per cápita como las totales sufren fuertes oscilaciones a pesar de que la renta per cápita mantendría una tendencia ligeramente creciente (si se compara con el crecimiento de los años posteriores). Es destacable el brusco descenso que en las emisiones (totales y per cápita) se produce después de 1970 y la rápida recuperación posterior hasta 1979 que lleva a que las emisiones totales de azufre se sitúen en 1980 en sus niveles máximos. Sin embargo, con posterioridad a esa fecha, las emisiones vuelven a descender para mantenerse en niveles más bajos hasta el final del periodo.

Por otro lado, figura Israel que alcanza su máximo de emisiones de azufre per cápita en 1971 pero, a diferencia de los casos anteriores, no genera el volumen total máximo de emisiones hasta 1999.

En este país, cabe destacar la disminución brusca que se observa en las emisiones, tanto en términos per cápita como en totales, después de 1973 (casi una forma de V invertida). Aunque las emisiones per cápita no vuelven a situarse en el resto del periodo en los niveles alcanzados a principios de los setenta, ya hemos comentado que no sucede lo mismo con sus emisiones totales, las cuales vuelven a recuperar una senda creciente a partir de 1981.

B) Países que generan sus emisiones de azufre per cápita máximas en el periodo 1981-1990

Por un lado, podemos agrupar, por sus características similares, a dos países asiáticos: Taiwán y Corea del Sur.

En estos países, mientras que la relación CO₂-PIB era prácticamente creciente a lo largo del periodo muestral, la curva de las emisiones de azufre per cápita llega a un máximo en 1989 y 1990, respectivamente, instalándose a partir de ahí una clara tendencia decreciente en las emisiones de azufre, a pesar del crecimiento de la renta. El proceso descrito comienza siendo más intenso en Corea del Sur que en Taiwán. Esto se traduce en que, en el primer caso, la disminución de las emisiones per cápita que comienza en 1989 se ve también desde esa fecha acompañada por una caída de las emisiones totales, mientras que en Taiwán las emisiones totales no empiezan a disminuir hasta 1994. Puede ser relevante considerar que, si volvemos a la Tabla 5.2 en la que figuran los países que más destacan por el porcentaje correspondiente a la energía nuclear en la producción total de energía eléctrica en 1986, Taiwán y Corea del Sur ocupan los puestos cuarto y quinto, respectivamente, después de Francia, Bélgica y Suecia. Además, son los únicos países del área asiática que figuran en dicha lista, dado que Japón se está considerando OCDE94 en nuestro análisis. Prestaremos más atención a este hecho en el próximo capítulo.

Por otro lado, Egipto y Colombia alcanzan su máximo de emisiones per cápita de azufre en 1982 y 1984, pero generan el volumen total máximo en los últimos años del periodo, en concreto, en 1998 y 1995, respectivamente.

C) Países que generan sus emisiones de azufre per cápita máximas después de 1990

De los veinte países Tipo 2, sólo once exhiben una tendencia creciente y alcanzan sus emisiones de azufre per cápita máximas después de 1990. Estos son: seis del área asiática (China, Hong Kong, India, Indonesia, Sri Lanka y Tailandia), cuatro de la OCDE94 (Australia, Grecia, Portugal y Turquía) y uno de América Latina (Chile).

Ahora bien, cabe puntualizar que algunos de estos once países llegan a sus niveles de emisiones de azufre per cápita máximas algunos años antes que a sus niveles máximos de CO₂ per cápita. Estos son: Grecia, Hong Kong, Australia y Sri Lanka. Estos cuatro países alcanzaban sus niveles de emisiones per cápita de carbono máximas en 1999. Sin embargo, en el caso del azufre, los niveles máximos en Australia y Sri Lanka se generan en 1996, mientras que en Hong Kong y Grecia se adelantan a 1993 y 1992, respectivamente. Cabe también mencionar el caso de la India ya que, a pesar de continuar el incremento de la renta, la curva azufre-PIB muestra una clara pendiente negativa en los dos últimos años del periodo, lo que no sucedía en el caso de las emisiones de carbono. Igualmente, la curva en China exhibe una pendiente negativa en los tres últimos años del periodo pero, a diferencia de India, esta evolución es muy similar a la que se observaba para el CO₂.

5.3.3. CORRELACIÓN ENTRE EL PIB Y LAS EMISIONES DE AZUFRE

Completamos el análisis gráfico con la Tabla 5.13 que recoge las correlaciones entre las emisiones de azufre per cápita y el PIB per cápita en los países Tipo 1 y Tipo 2 para los periodos 50-73, 74-99 y 80-99, como también habíamos presentado en el análisis del CO₂. En ella pueden comprobarse algunos de los rasgos que hemos señalando a lo largo de este análisis gráfico.

Si comparamos los datos de la Tabla 5.13 con los de la Tabla 5.6 (recoge las correlaciones del CO₂ con el PIB) se observan algunas diferencias importantes. En el caso de los países Tipo 1-A pueden destacarse dos. En primer lugar, en el periodo 50-73, la correlación entre el PIB y el CO₂ es positiva y, en general, mucho más elevada que la correlación entre el azufre y el PIB, la cual llega incluso a ser negativa en algunos casos. En segundo lugar, en los periodos 74-99 y 80-99, las correlaciones entre el azufre y el PIB en estos países son negativas, como sucedía con las existentes entre el PIB y el CO₂, pero mucho mayores en términos absolutos que estas últimas.

Tabla 5.13.- Correlación entre las emisiones de azufre per cápita y el PIB per cápita en los países Tipo 1 y Tipo 2 por periodos

	1950-1973	1974-1999	1980-1999
TIPO 1-A			
Alemania	0,73	-0,73	-0,83
Austria	-0,45	-0,95	-0,91
Bélgica	0,52	-0,91	-0,85
Canadá	-0,40	-0,91	-0,82
Dinamarca	0,61	-0,82	-0,95
EEUU	0,72	-0,94	-0,93
Finlandia	0,94	-0,85	-0,79
Francia	0,14	-0,92	-0,86
Holanda	-0,18	-0,90	-0,88
Noruega	0,83	-0,93	-0,90
Reino Unido	-0,93	-0,95	-0,91
Suecia	0,23	-0,90	-0,87
Suiza	0,01	-0,85	-0,92
TIPO 1-B			
Checoslovaquia	0,96	-0,04	0,18
Hungría	0,73	0,19	0,51
Polonia	0,99	-0,22	-0,33
TIPO 2			
ÁFRICA			
Egipto	-0,25	0,61	-0,66
ASIA			
China	0,74	0,84	0,75
Corea del Sur	0,91	0,36	-0,18
Hong Kong	-0,90	0,77	0,50
India	0,93	0,94	0,92
Indonesia	-0,04	0,95	0,92
Sri Lanka	0,52	0,75	0,80
Tailandia	0,95	0,96	0,95
Taiwán	0,68	0,31	-0,43
LATINOAMÉRICA			
Chile	-0,47	0,77	0,75
Colombia	0,52	0,49	0,20
ORIENTE MEDIO			
Israel	0,96	0,12	0,30
OCDE94			
Australia	0,65	0,46	0,37
España	0,97	-0,67	-0,91
Grecia	0,97	0,81	0,49
Irlanda	0,79	-0,29	-0,23
Italia	0,98	-0,94	-0,90
Japón	0,97	-0,81	-0,67
Portugal	0,73	0,87	0,80
Turquía	0,94	0,88	0,86

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

En los países Tipo 1-B, las correlaciones en el periodo 50-73 son positivas y elevadas tanto en el caso del CO₂ como en el del azufre (aunque en Hungría la del azufre es más reducida). En los dos periodos restantes, en el caso del azufre las correlaciones son más bajas e, incluso, llegan a ser negativas, cuando en el caso del carbono sólo era negativa en Polonia en el periodo 80-99.

En cuanto a los países Tipo 2, se observa mayor diversidad en las correlaciones entre el azufre y el PIB que aquellas entre el CO₂ y el PIB. En este segundo caso, los países Tipo 2 se caracterizaban, en líneas generales, por correlaciones positivas y muy elevadas en todos los periodos. Como hemos apuntado, las correlaciones entre el azufre y el PIB muestran un panorama más variopinto que procedemos a describir.

Si atendemos a los países asiáticos observamos el comportamiento diferenciado de Corea del Sur y de Taiwán. En general, los países asiáticos no muestran un comportamiento homogéneo en el periodo 50-73, pero las correlaciones son positivas y muy elevadas en los otros dos periodos, excepto en los dos países señalados que llegan a presentar una correlación negativa en el periodo 80-99.

En el grupo de países OCDE94 del Tipo 2, podemos ver como España, Irlanda, Italia y Japón, pasan de correlaciones positivas y elevadas en el periodo 50-73, a correlaciones negativas y también elevadas en los otros dos periodos, similares a las de los países Tipo 1-A (aunque en Irlanda ese valor no es tan alto como en el resto). Por el contrario, Grecia, Portugal y Turquía siguen presentando correlaciones positivas y altas en todos los periodos, aunque en Grecia la cifra se reduce considerablemente en el periodo 80-99. En Australia, las correlaciones, aunque son todas positivas, son mucho menores en los periodos finales.

En cuanto al resto de los países Tipo 2, se observan comportamientos dispares en las correlaciones entre el azufre y el PIB, per cápita, correspondiéndose con las observaciones que ya hemos recogido en los comentarios del análisis gráfico.

5.3.4. IMPORTANCIA DEL PIB PER CÁPITA EN LA TRANSICIÓN DE LA RELACIÓN AZUFRE-PIB

En el análisis gráfico de la trayectoria CO₂-PIB, habíamos tomado como referencia el rango de PIB per cápita en el que los países Tipo 1-A habían comenzado su transi-

ción que situábamos entre 11.000\$ y 18.200\$. Habíamos observado que otros países que habían alcanzado rentas incluidas dentro de ese rango a lo largo del periodo no habían experimentado la misma transición y, por el contrario, algunos países del Este con rentas mucho más bajas sí podían haber sufrido esa transición. Decíamos que los países que habían experimentado transiciones en la trayectoria CO₂-PIB parecían responder a *shocks* que afectaban a todos ellos en un determinado momento del tiempo (crisis del petróleo y reestructuración de las economías del Este) más que a haber alcanzado un determinado nivel de renta.

Si usamos de nuevo como referencia a los países Tipo 1-A en el caso del azufre, podemos retomar de la Tabla 5.10 los niveles de PIB per cápita a los que esos países alcanzan sus emisiones máximas de azufre per cápita. El rango que se establecería tendría un mínimo de 5.716\$ (Austria) y un máximo de 15.227\$ (Dinamarca). Por lo tanto, en comparación con el CO₂, el rango de renta se amplía y se desplaza a cifras inferiores precisamente porque el proceso para el azufre se adelanta, en muchos casos, en el tiempo.

Ahora bien, como sucedía también en el caso del carbono, algunos países de Europa del Este experimentan el proceso de cambio en la trayectoria azufre-PIB (y alcanzan, como consecuencia, sus emisiones de azufre per cápita máximas) con un PIB per cápita, muy bajo, inferior al del mínimo del rango (Hungria con 4.390\$ en 1964 y Polonia con 5.664\$ en 1985). Egipto, país Tipo 2, genera sus emisiones de azufre per cápita máximas en 1982 con un PIB aún menor, de 1.767\$ per cápita¹⁶⁴.

Por el contrario, otros países, como son casos claros Chile, Portugal o Turquía, habrían alcanzado rentas dentro de ese rango pero no habrían experimentado una transición en la relación azufre-PIB. Tampoco otros países más ricos como Australia y Hong Kong habrían experimentado un proceso de transición cuando sus rentas se situaron dentro del rango de referencia.

Para no extendernos más, podemos concluir que, en el caso del azufre, resulta aún más confuso que en el del carbono la existencia de un determinado nivel de PIB per

¹⁶⁴ Podría pensarse también que esto sucede en Colombia, dado que produce sus emisiones de azufre per cápita máximas en 1984 con un PIB per cápita de 4.239\$. Sin embargo, si se observa el gráfico de este país, el pico de 1984 parece más bien un acontecimiento coyuntural dentro de una curva con pendiente positiva que un cambio decisivo en la trayectoria de la relación azufre-PIB.

cápita que sitúe a los países ante el comienzo de un proceso de transición en la relación azufre-PIB.

Por otra parte, hemos analizado la existencia de una posible relación entre el hecho de haber alcanzado un determinado nivel de renta per cápita y el de haber firmado los acuerdos sobre contaminación atmosférica transfronteriza. Con tal fin, recogemos en la Tabla 5.14 los datos del PIB per cápita y de las emisiones de azufre per cápita en 1979, año en que se firma la Convención. Procede recordar que estos acuerdos no son de carácter global como los del cambio climático sino que se establecen fundamentalmente entre países europeos y norteamericanos.

En relación con los datos que figuran en la tabla, podemos señalar, en primer lugar, que los países Tipo 1-A –que, como ya indicamos, firmaron tanto la Convención como el Protocolo de Helsinki (excepto Estados Unidos y Reino Unido que no firmaron el Protocolo)– figuraban en 1979 entre los veinte países de PIB per cápita más elevado pero no todos estaban entre los veinte más emisores. De hecho, las emisiones no son elevadas en Austria, Suecia, Holanda, Noruega y Suiza, este último con unas emisiones per cápita muy bajas.

Los otros países firmantes de la Convención que figuran en la lista son los países de Europa del Este (Checoslovaquia, Hungría, Bulgaria y Polonia¹⁶⁵), los países de cohesión europea¹⁶⁶ y Turquía. Ninguno de ellos aparecía entre los veinte primeros en PIB per cápita en 1979. En general, los países de cohesión europea tienen rentas per cápita superiores a los países de Europa del Este y, a pesar de ello, no firman el Protocolo de Helsinki mientras que sí lo hacen los países de Europa del Este (excepto Polonia). Cabe resaltar que los países de Europa del Este figuran entre los mayores emisores de azufre per cápita.

Por tanto, en líneas generales, los países europeos que firmaron la Convención y después asumieron el compromiso del Protocolo de Helsinki eran países o bien con PIB per cápita elevado (independientemente de que sus emisiones per cápita lo fue-

¹⁶⁵ También la Federación Rusa figura como firmante de la Convención.

¹⁶⁶ Como ya se explicó en el Capítulo 4, dada la cobertura temporal de nuestro trabajo, utilizamos la expresión “países de cohesión europea” para referirnos a los países receptores de Fondos de Cohesión de la UE-14, esto es, España, Irlanda, Grecia y Portugal.

ran) o bien con unas emisiones per cápita muy elevadas (independientemente de que lo fuese su renta). Los países de cohesión europea, que mantendrían posiciones intermedias en ambas variables, firmaron la Convención pero no asumieron los compromisos obligatorios de Helsinki en 1985, a pesar de que algunos como Irlanda y España ocupan los puestos decimotercero y decimocuarto en las emisiones per cápita, por encima de muchos países Tipo 1-A. Aunque no fuesen firmantes del Protocolo, hemos podido observar las importantes reducciones de emisiones que se producen después de 1979 en España e Irlanda y el estancamiento en las emisiones que empieza a apreciarse en Grecia en la segunda mitad de los ochenta. No sucede, sin embargo, lo mismo en Portugal o en Turquía.

Tabla 5.14.- *Ranking* de países en función del PIB per cápita y en función de las emisiones de azufre per cápita en 1979 (en cursiva figuran los países firmantes de la Convención sobre contaminación atmosférica a larga distancia de 1979)

ORDEN	PAÍS	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	ORDEN	PAÍS	EMISIONES AZUFRE PER CÁPITA
1	EEUU	18.789	1	Bulgaria	107,68
2	Suiza	18.050	2	Checoslovaquia	100,87
3	Canadá	16.170	3	Canadá	90,04
4	Alemania	15.333	4	Hungría	77,01
5	Dinamarca	15.313	5	Chile	65,27
6	Francia	14.970	6	Finlandia	58,33
7	Suecia	14.721	7	Polonia	57,28
8	Holanda	14.643	8	EEUU	54,39
9	Noruega	14.460	9	Alemania	47,14
10	Australia	14.227	10	Australia	44,10
11	Bélgica	13.861	11	URSS*	41,87
12	Austria	13.449	12	Reino Unido	41,66
13	Reino Unido	13.164	13	Bélgica	39,39
14	Japón	13.164	14	Dinamarca	37,04
15	Arabia Saudita	12.897	15	Sudáfrica	35,32
16	Italia	12.731	16	Italia	34,31
17	Nueva Zelanda	12.388	17	Arabia Saudita	33,56
18	Finlandia	12.331	18	Irlanda	32,75
19	Venezuela	10.920	19	España	30,09
20	Israel	10.516	20	Francia	29,54
21	Hong Kong	9.795	21	Austria	27,53
22	España	9.388	22	Suecia	26,38
23	Grecia	8.904	23	Venezuela	22,60
24	Irlanda	8.367	24	Grecia	22,09
25	Argentina	8.262	25	Perú	20,11

Tabla 5.14 (cont.).- Ranking de países en función del PIB per cápita y en función de las emisiones de azufre per cápita en 1979 (en cursiva figuran los países firmantes de la Convención sobre contaminación atmosférica a larga distancia de 1979)

ORDEN	PAÍS	PIB PER CÁPITA (1990 US\$)	ORDEN	PAÍS	EMISIONES AZUFRE PER CÁPITA
26	Checoslovaquia	7.790	26	Holanda	18,03
27	Portugal	7.783	27	Noruega	17,56
28	Irak	6.756	28	Portugal	12,73
29	URSS	6.480	29	Israel	12,72
30	Hungría	6.251	30	Turquía	12,70
31	Bulgaria	6.235	31	México	12,03
32	Siria	6.010	32	Corea del Sur	11,54
33	Polonia	5.947	33	Nueva Zelanda	11,43
34	México	5.941	34	R.D. Congo	10,68
35	Taiwán	5.879	35	Taiwán	8,82
36	Chile	5.407	36	Suiza	8,10
37	Brasil	4.893	37	Irán	7,71
38	Irán	4.825	38	Japón	7,60
39	Sudáfrica	4.338	39	China	6,83
40	Corea del Sur	4.294	40	Irak	6,12
41	Turquía	4.260	41	Filipinas	5,06
42	Colombia	4.184	42	Brasil	4,24
43	Perú	4.131	43	Egipto	3,18
44	Tailandia	2.496	44	Tailandia	2,90
45	Filipinas	2.317	45	Siria	2,89
46	Marruecos	2.122	46	Marruecos	2,77
47	Sri Lanka	1.812	47	Colombia	2,66
48	Indonesia	1.765	48	India	1,79
49	Egipto	1.528	49	Argentina	1,64
50	Nigeria	1.427	50	Indonesia	0,98
51	Ghana	1.211	51	Kenia	0,91
52	China	1.040	52	Sri Lanka	0,90
53	Kenia	1.013	53	Ghana	0,60
54	India	895	54	Etiopía	0,11
55	Myanmar	762	55	Nigeria	0,09
56	R.D.Congo	541	56	Myanmar	0,06
57	Etiopía	426	57	Hong Kong	0,02

NOTA: El PIB per cápita está expresado en dólares de 1990 por habitante y las emisiones de azufre per cápita están expresadas en toneladas métricas por mil habitantes.

FUENTE: Elaboración propia utilizando datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y Stern (2003a).

En el próximo capítulo, analizaremos con más detalle el papel que pudieron desempeñar los acuerdos internacionales en el ritmo de disminución de las emisiones de azufre.

5.4. PRINCIPALES CONCLUSIONES DEL ANÁLISIS GRÁFICO

♦ Principales conclusiones del análisis gráfico de la relación CO₂-PIB

Con los datos utilizados en el análisis gráfico hemos llegado a las siguientes conclusiones.

1) En los países Tipo 1-A (en general, países OCDE de Norteamérica y Europa Occidental no mediterráneos), se rompe la relación creciente entre las emisiones de CO₂ y el PIB per cápita como consecuencia de las crisis del petróleo de los setenta. También se ha observado ese proceso en algunos países de Europa del Este clasificados como Tipo 1-B, concretamente en Checoslovaquia y Hungría. Es cierto que algunos países clasificados como Tipo 1-A recuperan tras las crisis una relación creciente entre emisiones y PIB (per cápita) pero los hemos incluido en este grupo porque, a pesar de ello, no han vuelto a alcanzar los niveles de emisiones per cápita de la década de los setenta. El caso más evidente es el de Estados Unidos.

2) Los países Tipo 1-A tenían en común en 1973 no sólo una elevada renta per cápita, sino también un elevado consumo energético per cápita y una gran dependencia del petróleo. Estas características los hacían más vulnerables ante un *shock* petrolífero. El único país que, a pesar de reunir todas estas condiciones, no figura en el grupo Tipo 1-A es Japón. Esto se debe a que, aunque en este país se notan inicialmente los efectos de los *shocks* petrolíferos de los setenta sobre las emisiones de CO₂, una vez superada la crisis recupera una relación CO₂-PIB claramente creciente.

3) Estados Unidos y Canadá son los únicos países Tipo 1-A en los que las emisiones totales vuelven a exhibir una fuerte tendencia creciente después de los periodos de crisis. De hecho, llegan a superar con creces los niveles alcanzados en la década de los setenta.

4) En general, se observa que, en los países Tipo 1-A, en Checoslovaquia y en Hungría, la caída de las emisiones per cápita es más intensa y duradera tras el *shock* petrolífero de 1979.

5) La forma de la curva en algunos países Tipo 1 se asemeja más a una V invertida que a una U invertida, lo que indica que es factible una disminución rápida y acusada

de las emisiones. Esto se percibe especialmente en los casos de Bélgica, Francia y Suecia. Ahora bien, estos países se caracterizan por haber sido los que dieron un mayor peso a la energía nuclear en la crisis, lo que aleja la idea de que el cambio en la trayectoria CO₂-PIB pudo haber obedecido a una mayor concienciación ecológica.

6) Hemos detectado otra etapa de transición en la relación CO₂-PIB en los países de Europa del Este clasificados como Tipo 1-B (Checoslovaquia, Hungría y Polonia). Esta transición se produce durante la crisis que se desencadena en torno a 1989, fecha de la caída del muro de Berlín. Se trata también de una transición provocada por un *shock* exógeno y, de nuevo, en una profunda etapa de crisis.

7) Los países asiáticos y los países de cohesión europea figuran entre los clasificados Tipo 2, esto es, países en los que la relación CO₂-PIB ha mantenido, en líneas generales, una tendencia creciente a lo largo del periodo. En el grupo Tipo 2, se encuentran también otros países de la OCDE94 como Australia, Japón, Italia y Turquía, y, además, otros que no pertenecen a ese grupo como Egipto, Israel, Chile y Colombia.

8) En general, son países africanos, latinoamericanos y de Oriente Medio los que conforman el grupo de los países Tipo 3. Se trata de países que no muestran en sus gráficos una relación consistente entre las emisiones del CO₂ y el PIB, ambos en términos per cápita, y/o no han mantenido un crecimiento del PIB consistente durante el periodo muestral.

9) No puede afirmarse que haya un nivel de renta determinado en el que los países experimenten la transición en la relación CO₂-PIB. De hecho, la transición se ha producido en países que sufrieron profundas crisis como consecuencia de *shocks* exógenos (las crisis petrolíferas o la reestructuración de la Europa del Este).

♦ Principales conclusiones del análisis gráfico de la relación azufre-PIB

1) Los resultados del análisis realizado para el azufre apoyan la hipótesis de que no existe un determinado nivel de PIB per cápita que marque el inicio de un proceso de transición en la relación azufre-PIB, al igual que ocurría con la trayectoria CO₂-PIB.

2) Ahora bien, en el caso del CO₂ se asociaban los cambios en la trayectoria CO₂-PIB con determinados acontecimientos históricos: las crisis de los setenta en los países Tipo 1-A y algunos Tipo 1-B y la caída del muro de Berlín en los países Tipo 1-B. Sin embargo, aunque tales eventos hayan afectado también a la relación azufre-PIB en todos esos países, no puede afirmarse que los cambios en dicha trayectoria estén relacionados con esos sucesos históricos en todos los casos. Por el contrario, parece haber una influencia más significativa de características o decisiones específicas de cada país si se tiene en cuenta la mayor heterogeneidad de las situaciones observadas.

3) Aún así, en muchos países, el año 1979 marca un antes y un después en la trayectoria azufre-PIB. Ahora bien, a diferencia de lo que sucedía con las crisis del petróleo en los países Tipo 1 en el caso del CO₂ (el paso de una correlación muy elevada entre las dos variables a una relación negativa o débilmente correlacionada), encontramos mayor diversidad de situaciones en lo acontecido a la trayectoria azufre-PIB tanto antes como después de las fechas de las crisis petrolíferas:

- En algunos casos, también la relación azufre-PIB pasa de una pendiente positiva a una correlación débil o negativa. A este comportamiento responderían sólo algunos países Tipo 1-A (Dinamarca, Estados Unidos, Finlandia, Noruega y Suecia), un país Tipo 1-B (Checoslovaquia) y un grupo de países Tipo 2 (Italia, Japón, España, Egipto e Israel¹⁶⁷).
- En otros países, como Bélgica, Francia y Suiza (todos ellos Tipo 1-A), también las crisis del petróleo fueron el comienzo de una curva azufre-PIB claramente descendente pero la correlación entre el PIB y las emisiones de azufre, aunque positiva, era ya antes baja o muy baja. También podríamos incluir en este último grupo a Irlanda, pues es tras la crisis de 1979 cuando las emisiones de azufre parecen situarse en niveles más bajos mientras que en la etapa anterior, la curva no define claramente una relación creciente entre emisiones y PIB.
- En otro grupo de países Tipo 1 (Austria, Holanda y Hungría), se observa también, tras las crisis del petróleo, una modificación en la relación azufre-PIB pero no

¹⁶⁷ Con la diferencia, en los dos últimos, de que el cambio en la relación en términos per cápita no se traduce en una trayectoria descendente del volumen total de emisiones.

porque cambie la pendiente de la curva de positiva a negativa sino porque se agudiza una pendiente negativa que ya había comenzado mucho antes. En este grupo puede incluirse también a Canadá, dado que presenta una correlación negativa entre emisiones de azufre y PIB antes de 1973, aunque no puede decirse que la curva haya mantenido una tendencia negativa hasta ese año. De hecho, en este país las emisiones caen considerablemente en la década de los cincuenta pero, posteriormente, muestran una ligera tendencia creciente que se trunca en 1973.

4) Hemos señalado el año 1979 como un punto de inflexión en la relación azufre-PIB en los países Tipo 1 y también en algunos países Tipo 2. Ahora bien, de ello no puede deducirse que hayan sido las crisis energéticas la principal fuerza motriz del cambio en dicha trayectoria ya que debe tenerse en cuenta el efecto añadido que, en el caso del azufre, pudo haber ejercido la firma de la Convención de 1979 sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia y los compromisos de reducciones obligatorias adoptados en 1985 en el Protocolo de Helsinki. Abordaremos con más detalle esta cuestión en el próximo capítulo.

5) La curva azufre-PIB en el Reino Unido presenta una pendiente negativa acusada a lo largo de prácticamente todo el periodo y no parece intensificarse especialmente tras las crisis del petróleo.

6) Al igual que sucedía en la relación CO₂-PIB, la trayectoria azufre-PIB en los países Tipo 1-B se ve afectada por los cambios económicos sufridos tras la caída del muro de Berlín, de forma que la recuperación económica posterior a esa crisis no supone de nuevo un incremento de las emisiones sino que, por el contrario, las emisiones se instalan en una senda descendente. Con respecto a Alemania, debe recordarse que se están utilizando datos de la Alemania unificada, por lo que es muy probable que se escondan trayectorias muy diferentes en la RFA y en la RDA como sucedía en el caso del carbono.

7) Taiwán y Corea del Sur, dos países Tipo 2 que no alcanzaban el máximo de emisiones de CO₂ hasta 1999, muestran una curva azufre-PIB creciente hasta 1989 y 1990 respectivamente. A partir de esa fecha, las emisiones per cápita de azufre decrecen a pesar de que el PIB sigue aumentando, exhibiendo la curva azufre-PIB una

forma de U invertida. También en Grecia y Hong Kong se rompe la trayectoria ascendente de la curva azufre-PIB en 1992 y 1993 respectivamente, lo que no sucedía en el caso del carbono. Además, en Grecia la pendiente positiva de la curva ya se suaviza considerablemente desde mediados de los ochenta.

8) Por último, en los países Tipo 2 restantes (China, India, Indonesia, Sri Lanka, Tailandia, Chile, Australia, Portugal y Turquía) no puede afirmarse que se haya producido una transición en la relación azufre-PIB dado que la curva trazada mantiene una tendencia creciente hasta, al menos, 1996. Aún así, debemos señalar que en China, India, Sri Lanka y Australia se observan en esos últimos años caídas en las emisiones de azufre que no van acompañadas de reducciones en el PIB pero, como ya hemos dicho, resulta un periodo muy breve como para aseverar que se ha producido un proceso de transición cuyos efectos se mantendrán en el futuro.

9) En cualquier caso, dada la misma coyuntura económica, las reducciones de las emisiones de azufre, cuando se han producido, han sido mucho más acusadas que las de las emisiones de carbono.

Capítulo 6

Descomposición de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre

Descomposición de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre

6.1. INTRODUCCIÓN

Como resultado del análisis gráfico desarrollado en el capítulo anterior, habíamos destacado el papel desempeñado por determinados acontecimientos históricos como desencadenantes de una transición en la relación tanto del CO₂ como del azufre con el PIB. Concretamente, los choques petrolíferos de los setenta (especialmente el de 1979), en países OCDE, y la transición a las economías de mercado, en países de Europa del Este, son eventos que habrían resultado determinantes en la debilitación de la correlación entre las emisiones de CO₂ y el ingreso per cápita. Asimismo, estos acontecimientos habrían influido en la disociación entre las emisiones de azufre y el PIB per cápita aunque, en este caso, también otros factores pudieran haber desempeñado un papel destacado en esa evolución (entre ellos los acuerdos de carácter internacional), y remitíamos al capítulo que ahora comenzamos para analizar esa posibilidad con mayor detenimiento.

Una vez identificados los posibles “detonantes” de la transición, el objeto del capítulo que iniciamos será profundizar en las causas que han permitido que la disociación entre la evolución de las emisiones y del PIB se mantenga en el tiempo en aquellos casos en los que tal hecho se ha producido.

Con tal fin, comenzaremos analizando las causas de primer nivel (efecto estructura y efecto tecnológico) que explicarían la disociación. Para ello, aplicaremos la técnica de descomposición con datos agregados descrita en el Capítulo 3, en primer lugar, a las tasas de crecimiento de las emisiones en el periodo 1973-1999, con la finalidad de detectar el efecto dominante durante toda esa etapa y, en segundo lugar, a diferentes subperiodos, lo que nos permitirá estudiar más pormenorizadamente las consecuencias de determinados acontecimientos históricos y de los acuerdos internacionales.

Para finalizar, llevaremos a cabo una descomposición econométrica de la tasa de crecimiento de las emisiones per cápita en los países de la muestra OCDE94. Hemos optado por esta técnica porque permite superar la condición meramente descriptiva de los efectos de primer nivel que se obtienen con la aplicación de los restantes métodos de descomposición ya que la modelización econométrica admite la inclusión de variables explicativas que pueden caracterizarse como de segundo nivel, entendiendo por tales aquellas que explican lo acontecido en el primero. Entre las variables que presumimos de relevancia para explicar la tasa de crecimiento, tanto de las emisiones de CO₂ como de las de azufre, consideramos destacables - a tenor de los resultados de los análisis realizados en los capítulos anteriores-, aquellas relacionadas con el suministro energético, y, concretamente, dos: los precios de la energía y el peso de la energía nuclear. Por ello, antes de proceder a la presentación y estimación del modelo econométrico, se revisarán algunas cuestiones relacionadas con dichas variables en los epígrafes 6.3.1 y 6.3.2.

6.2. DESCOMPOSICIÓN CON DATOS AGREGADOS: EXPLICACIONES DE PRIMER NIVEL

6.2.1. DESCRIPCIÓN DE LA TÉCNICA DE DESCOMPOSICIÓN Y DE LOS DATOS UTILIZADOS

♦ Descripción de la técnica de descomposición

La descomposición con datos agregados, ya descrita en el Capítulo 3, descompone la tasa de crecimiento de las emisiones considerando la actividad económica agrega-

da, esto es, sin incorporar datos relativos al comportamiento de los diferentes sectores ni información específica sobre la mezcla de combustibles utilizada en cada sector.

Obviamente, sería más completa y reveladora la aplicación de alguna de las técnicas de descomposición basada en índices o de descomposición estructural pero requieren datos de emisiones por cada combustible utilizado en cada sector productivo y no disponemos de ellos para los dos contaminantes en todos los países analizados durante el periodo que se va a considerar (1973-1999). Especialmente problemático es disponer de los datos de las emisiones de azufre con ese grado de desagregación¹⁶⁸. Por ello, y como uno de nuestros objetivos es buscar similitudes y diferencias no sólo entre países sino también entre contaminantes, hemos optado por aplicar la descomposición con datos agregados a los dos tipos de emisiones que estamos estudiando.

La ecuación en la que basaremos la descomposición es la siguiente (Proops *et al*, 1993)¹⁶⁹:

$$\frac{\Delta C}{C} \approx \frac{\Delta(C/E)}{(C/E)} + \frac{\Delta(E/Y)}{(E/Y)} + \frac{\Delta Y}{Y} \quad (6.1)$$

donde C son las emisiones de CO_2 , E es el consumo de energía de la economía e Y es el PIB de la economía.

Como ya expusimos en el Capítulo 3, las variaciones en Y y en los cocientes C/E y E/Y pueden explicar aproximadamente la variación en las emisiones de CO_2 de una economía.

La variación en el cociente C/E indica que, dada la misma cantidad agregada de energía, se está modificando la cantidad de emisiones asociada a su uso. Este hecho

¹⁶⁸ En muchos estudios de descomposición, las emisiones de CO_2 se han estimado aplicando coeficientes con el contenido de carbono de cada tipo de combustible. Sin embargo, el uso de ese tipo de coeficientes supone considerar una relación inmutable a lo largo del tiempo entre el uso del combustible y las emisiones. Esto puede no ser de excesiva importancia para el CO_2 pero no así para el azufre ya que, en este segundo caso, sí existen diversas tecnologías reductoras de las emisiones al final del proceso asequibles, de forma que la aplicación de un coeficiente inmutable estaría dando unas emisiones estimadas que no tendrían en cuenta las disminuciones que pueden haberse producido por la aplicación de dichas tecnologías. Dado que nos resulta importante conocer el posible impacto de esas tecnologías no hemos considerado oportuna la estimación de las emisiones de azufre.

¹⁶⁹ Ecuación (3.12) en el Capítulo 3.

puede producirse bien porque ha cambiado la combinación de combustibles utilizada bien porque se han empleado tecnologías que reducen las emisiones al final del proceso¹⁷⁰ o por ambas razones. Por tanto, puede observarse que la variación del cociente C/E recoge parte del que se ha denominado efecto tecnológico¹⁷¹. Ahora bien, debemos puntualizar que, como ya se ha señalado en capítulos anteriores, no abundan las soluciones de final de proceso asequibles para las emisiones de CO_2 por lo que la variación del cociente C/E recogerá básicamente el cambio en la combinación de combustibles.

La variación en el cociente E/Y refleja que, dada la misma actividad productiva en términos agregados, se está modificando el consumo de energía asociado a ella. Las causas de este hecho pueden estar en un cambio bien en la composición de la producción hacia actividades con diferentes requerimientos energéticos (efecto estructura o composición) bien en la eficiencia energética de las tecnologías utilizadas (esto recogería el resto del efecto tecnológico) o en ambas. Además, si se toma, como va a ser en nuestro caso, el consumo total de energía del país, debe tenerse en cuenta que en E se estaría incluyendo el consumo energético derivado del transporte.

La variación en Y sería el efecto escala, esto es, el aumento en las emisiones producido por un aumento en la producción, *ceteris paribus*.

Como ya se señaló en el Capítulo 3, la ecuación (6.1) es el resultado de una aproximación discreta, de forma que el resultado de ambos miembros no va a coincidir y siempre quedará un resto, el cual será más importante cuanto mayor sea el periodo de tiempo considerado. Ahora bien, como indican Albrecht *et al* (2001), dado que se trata de una forma lineal simple se puede asumir que el residuo es “conjuntamente creado e igualmente distribuido”¹⁷², lo que implicaría que la magnitud relativa de la contribución de los diferentes factores sobre el aumento de las emisiones no estaría sesgada por el residuo, por lo que los resultados pueden interpretarse correctamente. Esto no sucede necesariamente con formas más complejas como ya vimos.

¹⁷⁰ En este caso, el uso de la misma cantidad de energía, incluso con la misma composición de combustibles, daría lugar a menores emisiones.

¹⁷¹ Decimos sólo “parte” porque el efecto tecnológico debe recoger también los cambios en los procesos y técnicas que conducen a una mejora en la eficiencia energética y esto, como se señala más adelante, lo recoge la variación en el cociente E/Y .

¹⁷² Este principio se ha explicado ya en el Capítulo 3.

Nuestra intención es estudiar tanto lo que ha sucedido con las emisiones de CO₂ como con las de azufre con la finalidad de comparar ambos casos. Por ello, vamos a aplicar la ecuación (6.1) también a las emisiones de azufre, lo que consideramos posible debido a que la principal fuente de dichas emisiones es el uso de combustibles fósiles como sucede con el CO₂. La ecuación, adaptada al caso del azufre, es la siguiente:

$$\frac{\Delta S}{S} \approx \frac{\Delta(S/E)}{(S/E)} + \frac{\Delta(E/Y)}{(E/Y)} + \frac{\Delta Y}{Y} \quad (6.2)$$

donde S son las emisiones de azufre, E es el consumo de energía de la economía e Y es el PIB de la economía.

Debido a que los datos del consumo energético y del PIB de la economía coinciden, el crecimiento tanto de Y como de la ratio E/Y va a ser común en ambas ecuaciones (6.1 y 6.2), por lo que la diferencia entre las descomposiciones de los dos contaminantes se hallará en el crecimiento de las ratios C/E y S/E . Para facilitar la interpretación de tal diferencia es necesario precisar que, en el caso del CO₂, como ya se expuso, la variación del cociente C/E va a reflejar fundamentalmente el cambio en la combinación de combustibles dada la poca disponibilidad de tecnologías reductoras al final del proceso mientras que, en el caso del azufre, donde sí existe ese tipo de tecnologías, la variación en el cociente S/E va a recoger tanto el cambio en la combinación de combustibles como la aplicación de tecnologías reductoras al final del proceso, pero no podremos separar el impacto relativo de cada uno de esos dos factores dada la simplicidad de la descomposición que aplicamos.

♦ Descripción de los datos utilizados

Al igual que en los capítulos anteriores, para nuestro análisis de descomposición hemos utilizado los datos de PIB de University of Groningen and the Conference Board (2002) y los de emisiones de azufre de Stern (2003a), ambos descritos en el apartado 4.3.1, aunque ahora nos ceñiremos al periodo 1973-1999 y a los países que en el análisis gráfico se clasificaron como Tipo 1 y Tipo 2.

Es importante destacar que sí hemos cambiado la fuente de los datos de emisiones de CO₂ ya que, en los capítulos anteriores, habíamos utilizado las emisiones del CDIAC pero, en este capítulo, las emisiones de CO₂ las hemos calculado multiplicando los datos de emisiones de CO₂ per cápita, proporcionados por el Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003)¹⁷³, por los datos de población de las Naciones Unidas, y las hemos expresado en miles de toneladas métricas.

Debemos precisar que las emisiones de CO₂ per cápita que hemos tomado como base para el cálculo de las emisiones totales fueron, a su vez, calculadas por el Instituto de Recursos Mundiales utilizando datos de CO₂ de la Agencia Internacional de la Energía (AIE)¹⁷⁴ y datos de población de la División de Población de las Naciones Unidas, y están expresadas en toneladas métricas de CO₂ por persona.

La razón de que hayamos optado por utilizar los datos de la AIE reside en su grado de fiabilidad para el cálculo de las tasas de crecimiento respecto a los del CDIAC. Según la valoración del Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003), aunque en el total de las emisiones mundiales puede haber en los datos del CDIAC un error inferior al 10% sobre las emisiones reales, las estimaciones para países individuales pueden estar mucho más alejadas de la realidad, de forma que las tendencias demostradas en una serie temporal uniforme y consistente son generalmente más precisas que los valores individuales en las series temporales. Ahora bien, valora positivamente el hecho de que el CDIAC recalcule anualmente los datos desde 1950 hasta la actualidad incorporando los conocimientos y las correcciones más recientes a la base de datos, lo que habría llevado a que esos datos se hayan ido convirtiendo en más consistentes, y probablemente, más precisos, cada año.

Debido a que para el análisis de descomposición vamos a emplear datos de emisiones de CO₂ basados en las estimaciones de la AIE pero vamos a utilizar como refe-

¹⁷³ Bajo el epígrafe “CO₂ (IEA data): Emissions per capita”.

¹⁷⁴ Los datos de CO₂ de la AIE se corresponden a las cifras calculadas por esta agencia siguiendo las instrucciones de *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Guidelines)*. Concretamente, las cifras ofrecidas por el Instituto de Recursos Mundiales son las calculadas por la AIE utilizando el Enfoque de Referencia y no las del Enfoque Sectorial. El Enfoque de Referencia se basa en la oferta de energía de un país y capturará emisiones del refinado, quema en antorcha (*flaring*), y otras “emisiones fugitivas” que no resultan directamente del uso final de los combustibles fósiles. El Enfoque Sectorial sólo mide las emisiones de la quema de combustibles fósiles. En la mayoría de los casos el Enfoque de Referencia da resultados muy similares al Enfoque Sectorial. Sin embargo, dado que el Enfoque de Referencia se calcula utilizando la oferta de energía en un país, puede conducir a ligeras sobreestimaciones de las emisiones (World Resources Institute, 2003).

rencia la clasificación de países en Tipo 1 y Tipo 2 realizada con los datos CDIAC, hemos considerado conveniente comparar la evolución de las emisiones según ambos tipos de fuentes para comprobar si la clasificación obtenida con los datos CDIAC se mantiene con los datos de la AIE. Contamos con la limitación de que, en esta última fuente, sólo disponemos de datos desde 1960 a 1999 para países OCDE y, en general, desde 1971 a 1999 para los no OCDE, frente a la cobertura temporal más amplia del CDIAC (1950-1999).

Como resultado de la comparación realizada, hemos constatado que la evolución de las emisiones obtenida con las dos fuentes de datos es muy similar en la mayoría de los países y que, por tanto, la clasificación llevada a cabo en el análisis gráfico del Capítulo 5 se mantendría. Únicamente podrían plantearse dudas sobre si, con los datos de la AIE, Noruega debería mantenerse como país Tipo 1 dado que sus emisiones per cápita máximas con esta fuente de datos las alcanza en 1999. Pensamos, aún así, que puede seguir considerándose país Tipo 1 ya que no es hasta 1998 cuando, con 7,7 toneladas por habitante, empieza a superar las 7,6 generadas en 1978. En el Apéndice 2, representamos la curva CO₂-PIB que resultaría para Noruega con los datos del CDIAC y la que se obtendría con los de la AIE. Incluimos, además, las de Holanda porque las divergencias también son destacables en este caso.

Para finalizar con la información sobre los datos de emisiones de CO₂ utilizados, hemos de añadir dos precisiones:

- Los datos de Checoslovaquia los hemos obtenido como suma de los datos de la República Checa y Eslovaquia.
- Dado que no se ofrecen datos separados para Taiwán y no se especifica nada al respecto, suponemos que los datos de emisiones de CO₂ de China incluyen los de Taiwán. Para poder ofrecer descomposiciones separadas utilizamos en estos dos casos los datos del CDIAC.

En cuanto a los datos del consumo de energía, son datos de la AIE proporcionados por el Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003)¹⁷⁵. Están expresados en miles de toneladas métricas equivalentes de petróleo.

¹⁷⁵ Bajo el epígrafe “Energy Consumption: Total from all sources”.

Las notas técnicas proporcionadas por el Instituto de Recursos Mundiales indican que: “El Consumo de Energía es la cantidad de energía consumida por cada país en cada año específico. Es importante señalar que nuestra definición de consumo de energía significa la cantidad total de energía primaria consumida, incluyendo pérdidas a través del transporte, fricción, pérdida de calor y otras ineficiencias. Específicamente, el consumo se iguala a la producción interior más importaciones menos importaciones más los cambios en el stock menos bunkers marinos internacionales. La Agencia Internacional de la Energía llama a esta categoría Oferta Total de Energía Primaria (*Total Primary Energy Supply, TPES*). El consumo total de energía es el consumo total de todas las fuentes energéticas”.

Los datos de Checoslovaquia los hemos obtenido como suma de la República Checa y Eslovaquia. En este caso sí se ofrecen datos separados para China y Taiwán.

6.2.2. DESCOMPOSICIÓN CON DATOS AGREGADOS PARA EL PERIODO 1973-1999

El objetivo de nuestro análisis de descomposición es doble: por una parte, identificar las fuerzas motrices que han conducido al hecho de que algunos países reduzcan sus emisiones (en términos absolutos o por habitante) en un contexto de crecimiento de la renta y, por otra, examinar las principales diferencias que existen entre estos países y aquellos otros en los que no disminuyen las emisiones.

Con tal objeto, comenzamos presentando, en el apartado 6.2.2.1, los resultados obtenidos de la descomposición de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre en el periodo 1973-1999 para los países clasificados en el Capítulo 5 como Tipo 1 y Tipo 2. En el epígrafe 6.2.2.2, destacamos los principales rasgos que caracterizan el crecimiento de las emisiones estudiadas y su relación con el crecimiento del PIB. Con el fin de añadir claridad a la exposición, hemos optado por incluir en el Apéndice 3 las conclusiones obtenidas del examen detallado de cada uno de los componentes de la descomposición. Teniendo en consideración todo ese análisis previo, resumimos, en los epígrafes 6.2.2.3 y 6.2.2.4, las principales explicaciones de primer nivel de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre que se deducen de la descomposición.

Antes de proceder a cualquier comentario, debemos subrayar que, en la descomposición con datos agregados, las emisiones de CO₂ y de azufre no están expresadas en términos per cápita, a diferencia de los datos que hemos empleado en los análisis realizados en capítulos anteriores.

6.2.2.1. Resultados de la descomposición

Presentamos, en la Tabla 6.1, los resultados que hemos obtenido de la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ y, en la Tabla 6.2, aquellos para las emisiones de azufre.

Tabla 6.1.- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ para el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
TIPO 1-A					
Suecia	-2,32	-3,30	-0,75	1,77	-0,05
Francia	-1,17	-2,56	-0,70	2,14	-0,05
Alemania	-0,99	-0,98	-1,61	1,62	-0,03
Reino Unido	-0,79	-0,95	-1,83	2,03	-0,04
Bélgica	-0,54	-1,43	-1,16	2,10	-0,04
Suiza	-0,36	-1,51	0,09	1,08	-0,02
Dinamarca	-0,29	-0,34	-1,87	1,96	-0,04
Austria	0,21	-0,83	-1,33	2,41	-0,04
Holanda	0,44	-0,21	-1,74	2,44	-0,04
Finlandia	0,64	-1,08	-0,76	2,51	-0,04
EEUU	0,69	-0,34	-1,93	3,02	-0,06
Canadá	1,11	-0,46	-1,19	2,80	-0,04
Noruega	1,40	-0,79	-1,18	3,42	-0,06
TIPO 1-B					
Checoslovaquia	-1,37	-1,09	-1,20	0,93	-0,01
Hungría	-0,36	-0,98	-0,01	0,64	-0,01
Polonia	-0,27	-0,28	-1,55	1,59	-0,02
TIPO 2					
OCDE94					
Italia	0,75	-0,30	-1,20	2,29	-0,03
Japón	0,95	-0,84	-1,12	2,96	-0,05
Irlanda	2,23	-0,35	-2,24	4,94	-0,12
Australia	2,39	-0,05	-0,93	3,41	-0,03
España	2,50	-0,67	0,62	2,55	-0,01
Grecia	3,33	0,29	0,77	2,25	0,03
Turquía	4,59	0,41	0,13	4,04	0,02
Portugal	5,08	0,40	1,66	2,95	0,07

Tabla 6.1 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ para el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
TIPO 2					
ASIA					
Sri Lanka	3,42	0,96	-4,01	6,71	-0,25
China	4,22	0,52	-2,97	6,85	-0,18
India	5,23	1,61	-1,43	5,06	-0,01
Hong Kong	6,07	-0,14	0,12	6,10	0,00
Taiwán	6,50	-0,36	0,07	6,82	-0,02
Corea del Sur	7,14	-1,37	1,14	7,40	-0,03
Tailandia	7,53	1,67	-0,56	6,37	0,06
Indonesia	9,16	4,16	-0,10	4,91	0,19
OTROS					
Colombia	2,69	0,03	-0,87	3,56	-0,03
Israel	3,37	0,37	-1,23	4,28	-0,04
Chile	4,02	-0,20	-0,06	4,29	-0,01
Egipto	6,19	-0,56	0,86	5,87	0,01
(*) Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.					

Tabla 6.2.- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre para el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
TIPO 1-A					
Suecia	-5,79	-6,73	-0,75	1,77	-0,08
Francia	-5,42	-6,75	-0,70	2,14	-0,11
Alemania	-8,00	-7,99	-1,61	1,62	-0,03
Reino Unido	-5,72	-5,87	-1,83	2,03	-0,05
Bélgica	-5,39	-6,24	-1,16	2,10	-0,08
Suiza	-6,06	-7,15	0,09	1,08	-0,08
Dinamarca	-5,61	-5,66	-1,87	1,96	-0,04
Austria	-8,44	-9,40	-1,33	2,41	-0,13
Holanda	-6,50	-7,12	-1,74	2,44	-0,09
Finlandia	-5,87	-7,47	-0,76	2,51	-0,15
EEUU	-2,24	-3,24	-1,93	3,02	-0,09
Canadá	-2,42	-3,94	-1,19	2,80	-0,10
Noruega	-5,49	-7,52	-1,18	3,42	-0,21
TIPO 1-B					
Checoslovaquia	-6,62	-6,35	-1,20	0,93	0,01
Hungría	-3,89	-4,49	-0,01	0,64	-0,03
Polonia	-2,15	-2,16	-1,55	1,59	-0,02

Tabla 6.2 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre para el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
TIPO 2					
OCDE94					
Italia	-5,53	-6,52	-1,20	2,29	-0,10
Japón	-5,47	-7,15	-1,12	2,96	-0,16
Irlanda	-0,39	-2,90	-2,24	4,94	-0,19
Australia	2,31	-0,13	-0,93	3,41	-0,03
España	0,63	-2,47	0,62	2,55	-0,06
Grecia	2,26	-0,75	0,77	2,25	-0,01
Turquía	6,41	2,15	0,13	4,04	0,09
Portugal	4,29	-0,35	1,66	2,95	0,03
ASIA					
Sri Lanka	2,21	-0,22	-4,01	6,71	-0,27
China	3,83	0,14	-2,97	6,85	-0,20
India	4,51	0,92	-1,43	5,06	-0,04
Hong Kong	22,02	14,87	0,12	6,10	0,93
Taiwán	2,45	-4,15	0,07	6,82	-0,28
Corea del Sur	2,59	-5,56	1,14	7,40	-0,40
Tailandia	6,87	1,04	-0,56	6,37	0,02
Indonesia	5,82	0,98	-0,10	4,91	0,04
OTROS					
Colombia	1,92	-0,72	-0,87	3,56	-0,05
Israel	0,52	-2,40	-1,23	4,28	-0,12
Chile	4,01	-0,21	-0,06	4,29	-0,01
Egipto	5,51	-1,19	0,86	5,87	-0,03
(*) Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.					

6.2.2.2. Crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre en el periodo 1973-1999

Resumimos, a continuación, las principales conclusiones relativas al crecimiento de ambos tipos de emisiones que se extraen de los datos obtenidos en la descomposición.

a) *Principal diferencia en el crecimiento de ambos tipos de emisiones.* Las emisiones de azufre crecen considerablemente menos que las de CO₂ (o decrecen considerablemente más, según el caso) en los países estudiados, salvo muy raras excepciones¹⁷⁶.

¹⁷⁶ En Hong Kong y Turquía las emisiones de azufre aumentan más que las de carbono. En Australia y Chile el crecimiento de ambos tipos de emisiones es similar.

En la Tabla 6.3, hemos recogido la diferencia entre las tasas de crecimiento de ambos contaminantes en cada país, la cual, como puede observarse, es especialmente notable en algunos de ellos como los países Tipo 1 de Europa Occidental, Italia, Japón, Checoslovaquia, Taiwán y Corea del Sur.

La diferencia en el crecimiento de ambos tipos de emisiones se traduce en el hecho de que el número de países en los que decrecen las emisiones de azufre es mayor que el de aquellos en los que lo hacen las de CO₂. En el caso del CO₂, sólo tienen tasas de crecimiento negativas siete de los trece países Tipo 1-A y los tres países Tipo 1-B. Sin embargo, las emisiones de azufre disminuyen en todos los países Tipo 1 (A y B) y, además, en tres Tipo 2 (Italia, Japón e Irlanda).

Tabla 6.3.- Diferencia entre el crecimiento de las emisiones de CO₂ (ΔC) y el crecimiento de las emisiones de azufre (ΔS) en el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔC	ΔS	$\Delta C - \Delta S$
TIPO 1-A			
Suecia	-2,32	-5,79	3,47
Francia	-1,17	-5,42	4,25
Alemania	-0,99	-8,00	7,01
Reino Unido	-0,79	-5,72	4,93
Bélgica	-0,54	-5,39	4,85
Suiza	-0,36	-6,06	5,70
Dinamarca	-0,29	-5,61	5,32
Austria	0,21	-8,44	8,65
Holanda	0,44	-6,50	6,94
Finlandia	0,64	-5,87	6,51
EEUU	0,69	-2,24	2,93
Canadá	1,11	-2,42	3,53
Noruega	1,40	-5,49	6,89
TIPO 1-B			
Checoslovaquia	-1,37	-6,62	5,25
Hungría	-0,36	-3,89	3,53
Polonia	-0,27	-2,15	1,88
TIPO 2			
OCDE94			
Italia	0,75	-5,53	6,28
Japón	0,95	-5,47	6,42
Irlanda	2,23	-0,39	2,62
Australia	2,39	2,31	0,08
España	2,50	0,63	1,87
Grecia	3,33	2,26	1,07
Turquía	4,59	6,41	-1,82
Portugal	5,08	4,29	0,79

Tabla 6.3 (cont.).- Diferencia entre el crecimiento de las emisiones de CO₂ (ΔC) y el crecimiento de las emisiones de azufre (ΔS) en el periodo 1973-1999

PAÍSES(*)	ΔC	ΔS	$\Delta C - \Delta S$
TIPO 2			
ASIA			
Sri Lanka	3,42	2,21	1,21
China	4,22	3,83	0,39
India	5,23	4,51	0,72
Hong Kong	6,07	22,02	-15,95
Taiwán	6,50	2,45	4,05
Corea del Sur	7,14	2,59	4,55
Tailandia	7,53	6,87	0,66
Indonesia	9,16	5,82	3,34
OTROS			
Colombia	2,69	1,92	0,77
Israel	3,37	0,52	2,85
Chile	4,02	4,01	0,01
Egipto	6,19	5,51	0,68
(*) Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.			

b) *Principal similitud en el comportamiento de ambos tipos de emisiones.* Los países en los que disminuyen las emisiones de azufre (países Tipo 1 más Italia, Japón e Irlanda) resultan ser aquellos en los que las emisiones de CO₂ o bien decrecen o bien, aunque crezcan, lo hacen menos que en el resto.

Podemos así comprobar que, en los países en los que se reducen las emisiones de azufre, la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ se mueve entre el -2,32 de Suecia y el 2,23 de Irlanda, mientras que, en los países en los que no disminuyen las de azufre, el crecimiento de las emisiones de carbono está entre el 2,39 de Australia y el 9,16 de Indonesia.

Esto apuntaría a que, a pesar de las diferencias en sus ritmos de crecimiento, existen factores comunes que afectan a los dos tipos de emisiones, lo que no es extraño dado que ambos dependen del consumo de combustibles fósiles.

Ahora bien, a pesar de la similitud anteriormente expuesta debemos precisar que, si ordenamos los países en función del decremento en las emisiones de carbono, este

orden no coincide con el que se establece en función del decremento de las emisiones azufre. Como ejemplo, podemos mencionar que los dos países en los que más disminuyen las emisiones de CO₂ (Suecia y Francia) no son aquellos en los que más se reducen las emisiones de azufre (Austria y Alemania). Estas divergencias pueden estar recogiendo, al menos en parte, los resultados de la aplicación de políticas diferenciadas para cada contaminante en cada país.

c) *Diferencia entre los países Tipo 1 y Tipo 2.* Las emisiones, tanto de CO₂ como de azufre, crecen más en los países Tipo 2. En este patrón general se observan dos excepciones claras dentro de este grupo en los casos de Italia y Japón¹⁷⁷.

En realidad, el grupo de países Tipo 2 dista mucho de ser homogéneo. A grandes rasgos, es en los países asiáticos donde se ha producido el crecimiento más importante de las emisiones mientras que es en los de la OCDE94 donde menos han aumentado.

Aún así, las diferencias son significativas dentro de este último grupo, el de la OCDE94. Por un lado, como ya hemos señalado anteriormente, el comportamiento de las emisiones en Italia y Japón se parece más al de los países Tipo 1 que al de los Tipo 2. En el otro extremo están Grecia, Turquía y Portugal, en los cuales el crecimiento de las emisiones es considerablemente superior al del resto de los países OCDE94¹⁷⁸.

d) *Relación entre crecimiento económico y crecimiento de las emisiones.* En cuanto a la relación entre el crecimiento económico y el crecimiento de las emisiones de CO₂, en los países no asiáticos, en general, las emisiones de CO₂ crecen menos que el PIB. Son excepciones Grecia, Turquía, Portugal y Egipto. En España, ambas tasas son similares. Por el contrario, en Asia, sólo en China y Sri Lanka el crecimiento de

¹⁷⁷ En estos dos países las emisiones de CO₂ crecen por debajo del 1% –por lo tanto, con tasas inferiores a las de dos países Tipo 1 como son Canadá y Noruega– y las emisiones de azufre caen un 5,53 y un 5,47 respectivamente –por tanto, con decrementos que superan a los de muchos países Tipo 1 como son Francia, Bélgica, Estados Unidos, Canadá, Hungría y Polonia (la disminución en Italia es también mayor que en Noruega). Debemos recordar que la clasificación de países en Tipo 1 y 2 se hizo en función de las emisiones de CO₂ per cápita.

¹⁷⁸ Puede matizarse que el aumento de las emisiones de azufre en Grecia es menor que en Australia, lo que no sucede con las emisiones de CO₂.

las emisiones de carbono es claramente inferior al del PIB. En el resto de los países asiáticos o bien ambas tasas son muy semejantes o bien crecen más las emisiones de carbono.

Si atendemos a la relación entre crecimiento económico y crecimiento de las emisiones de azufre, este último es mayoritariamente inferior al primero, siendo las excepciones Grecia, Turquía y Portugal en los países no asiáticos y Hong Kong, Tailandia e Indonesia en los de Asia.

Observábamos anteriormente que el conjunto de países en los que se reducen las emisiones de azufre (países Tipo 1 más Italia, Japón e Irlanda) coincide con el de los países en los que decrecen o crecen menos las emisiones de CO₂, lo que parece indicarnos la existencia, por otro lado lógica, de presiones comunes que actúan sobre ambos tipos de emisiones.

Pues bien, si analizamos la relación entre crecimiento económico y emisiones (tanto de CO₂ como de azufre) podemos decir que, excepto Irlanda, los países señalados anteriormente –esto es, los Tipo 1 más Italia y Japón– tienen tasas de crecimiento económico moderadas (especialmente si las comparamos con las de los países no OCDE94). Además, son precisamente los países con menores tasas de crecimiento del PIB los que han tenido tasas de crecimiento negativas de las emisiones de CO₂. De todo ello podemos concluir que los países en los que decrecen o crecen menos las emisiones se caracterizan por tener los crecimientos económicos más moderados. Hay, sin embargo, varias excepciones importantes a esa norma.

La primera es Irlanda ya que, a pesar de ser un país en el que decrecen las emisiones de azufre –y, después de Italia y Japón, es el país Tipo 2 con menor crecimiento de las emisiones de CO₂–, su crecimiento económico dista de ser moderado (próximo al 5%), aunque también es cierto que sus emisiones de carbono experimentan un crecimiento muy superior al de los restantes países citados y sus emisiones de azufre decrecen considerablemente menos.

La segunda excepción son España, Grecia y Portugal. Sus tasas de crecimiento del PIB son 2,55, 2,25 y 2,95, respectivamente, y, por tanto, similares, y en algunos casos inferiores, a las de algunos países pertenecientes al grupo formado por los Tipo 1 más

Italia y Japón¹⁷⁹. Sin embargo, el crecimiento de las emisiones de CO₂ en esos tres países es muy superior al que se observa en cualquiera de los Tipo 1 más Italia y Japón¹⁸⁰. Algo semejante sucede en el caso del azufre ya que en España, Grecia y Portugal las emisiones crecen, mientras que en los países Tipo 1 más Italia y Japón, decrecen entre el 2,15 de Polonia y el 8,44 de Austria.

Por lo tanto, como conclusión general podríamos decir que el ritmo de crecimiento del PIB marca una diferencia entre el conjunto de países en los que decrecen o crecen menos las emisiones y el conjunto de los países en los que más crecen, aunque tendríamos como excepciones a esa norma general a los países de cohesión europea (España, Grecia, Irlanda y Portugal). El crecimiento del PIB ejercería así una influencia común sobre ambos tipos de emisiones.

En resumen, del análisis de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de azufre se deduce, como cabía esperar, la presencia de influencias comunes a ambos contaminantes pero también de factores que afectan de forma diferente a cada contaminante y de factores específicos de cada país. En los siguientes epígrafes, trataremos con más detalle los efectos de primer nivel que permiten explicar las similitudes y las diferencias en la evolución de ambos tipos de emisiones. Cabe advertir que el examen de los resultados de la descomposición realizado tanto en este epígrafe como en el Apéndice 3 nos ha facilitado información necesaria para abordar la cuestión.

6.2.2.3. Explicaciones de primer nivel sobre el crecimiento de las emisiones de CO₂ en el periodo 1973-1999

♦ Países Tipo 1

En los países Tipo 1 se combina un crecimiento económico moderado (incluso bajo si atendemos a algunos de los Tipo 1-B) –inferior al 3,5%– con tasas de crecimen-

¹⁷⁹ Por ejemplo, el crecimiento económico en Portugal sería menor que el de Estados Unidos, Noruega y Japón; el de España estaría por debajo del de esos tres países y del de Canadá; y el de Grecia se situaría en niveles inferiores a los países citados y a los de Austria, Holanda, Finlandia e Italia. Como referencia puede tenerse en cuenta que el crecimiento económico en los países Tipo 1 más Italia y Japón se mueve entre el 1,08 de Suiza y el 3,42 de Noruega. El crecimiento de España, Grecia y Portugal se sitúa dentro de ese rango.

¹⁸⁰ En el grupo de países formado por los Tipo 1 más Italia y Japón, el crecimiento máximo de las emisiones de CO₂ lo ostenta Noruega con un 1,40, mientras que en España, Grecia y Portugal crecen 2,50, 3,33 y 5,08 respectivamente.

to de las ratios C/E y E/Y negativas¹⁸¹. Estas condiciones producen o bien un decremento de las emisiones de CO₂ o bien un crecimiento moderado (en ningún caso supera un 1,5%).

Cabe llamar la atención sobre el hecho de que, aunque, en promedio, en los países Tipo 1 ha disminuido más el cociente E/Y (-1,17%) que el cociente C/E (-1,03%), aquellos países de este grupo que efectivamente han experimentado una caída en sus emisiones de CO₂ muestran, en general, decrementos en C/E superiores a los del resto (tanto Tipo 1 como Tipo 2). Se trata, además, de los países que presentan un crecimiento económico más bajo. No se observa ningún patrón relacionado con el cociente E/Y que diferencie a este grupo de países.

De lo anterior concluimos que aquellos países en los que han disminuido las emisiones en términos absolutos se caracterizan por haber experimentado un crecimiento del PIB menor y una reducción mayor del cociente C/E la cual, en algunos casos, se suma a una contracción también importante del cociente E/Y pero, en otros, es el componente fundamental de la disminución en las emisiones.

En este último caso estarían Suecia y Francia, precisamente los dos países en los que más disminuyen las emisiones de CO₂. En ambos, el decremento del cociente E/Y es bajo en comparación con el promedio de los Tipo 1 pero, por el contrario, muestran una reducción del cociente C/E muy superior a la media de ese grupo. Este dato es importante ya que, en el caso del CO₂, las variaciones en el cociente C/E están recogiendo fundamentalmente un cambio en la combinación de combustibles, y Suecia y Francia eran, junto con Bélgica, los tres países que más destacaban por el peso dado a la energía nuclear en la producción de electricidad en el año 1986, como ya se recogía en la Tabla 5.2.

A tenor de lo expuesto no cabe más que destacar la importancia de un cambio en la combinación de combustibles para lograr un decremento duradero en las emisiones de CO₂, incluso aunque se hayan mejorado la estructura productiva y la eficiencia energética. Ahora bien, el hecho de que algunos países hayan logrado una combinación de combustibles menos emisora porque han aumentado el peso de la energía nuclear plantea algunas cuestiones que abordaremos en el epígrafe 6.3.2.

¹⁸¹ La única excepción es Suiza que presenta un crecimiento muy ligero de E/Y .

♦ Países Tipo 2

Dentro de los países Tipo 2, distinguimos varias situaciones:

–OCDE94:

- Italia y Japón.
- Irlanda.
- Australia.
- España, Grecia, Portugal y Turquía.

–ASIA:

- Hong Kong, Taiwán y Corea del Sur.
- Resto de países asiáticos.

–OTROS.

Procedemos a revisar brevemente cada uno de estos casos.

1) *OCDE94*. Italia y Japón se ajustan a las características de los países Tipo 1, esto es, crecimiento económico moderado y decremento de los dos cocientes C/E y E/Y , lo que se traduce en un crecimiento bajo de las emisiones de CO_2 . Son, de hecho, los países Tipo 2 en los que menos crecen las emisiones (incluso menos que en algunos Tipo 1).

Después de Italia y Japón, el menor crecimiento de las emisiones de CO_2 en países Tipo 2 se produce en Irlanda. Aún así, este es elevado si se compara con el de los dos países citados o con el de los países Tipo 1. Irlanda tendría las características ya citadas de los países Tipo 1 si no fuera porque su crecimiento económico es muy superior al del resto de los países OCDE94 (4,94). Es destacable el hecho de que se trata de uno de los países con mayor decremento en el cociente E/Y (2,24)¹⁸², explicado, en parte, por la importante disminución del consumo energético de la industria por unidad de PIB (Apéndice 3).

¹⁸² El tercero después de Sri Lanka y China.

Australia es el país OCDE94 de renta per cápita elevada con mayor crecimiento de las emisiones de CO₂. Aunque ciertamente su crecimiento económico es superior al crecimiento medio de los países Tipo 1 y al de Italia y Japón, este hecho no basta por sí solo para explicar por qué el incremento de sus emisiones es mayor (Noruega tiene el mismo crecimiento del PIB). La otra razón está en que, aunque las ratios C/E y E/Y decrecen, esa disminución no es muy importante, siendo especialmente reducida la del cociente C/E . Esto indica que en Australia no puede hablarse de un efecto destacable derivado de un cambio en la combinación de combustibles, lo que puede estar explicado por su condición de gran productor de carbón.

Grecia, Turquía y Portugal suman a un crecimiento económico positivo (superior al 4% en Turquía) un crecimiento de los cocientes C/E y E/Y también positivo. Se trata de los únicos países de la Tabla 6.1 en los que todas las tasas de crecimiento son positivas. En España, las emisiones crecen a un ritmo parecido al del PIB ya que el signo positivo de la tasa de crecimiento de E/Y se compensa por una disminución similar en la de C/E . Aunque estos cuatro países tienen tasas de crecimiento de E/Y positivas, las causas de ello son diferentes ya que en España y Grecia no hay un crecimiento del consumo de energía de la industria por unidad de PIB, lo que sí sucede en Portugal y en Turquía. Además, en España, Grecia y Portugal se han producido incrementos destacables en el sector transporte y residencial si se compara con el resto de los países OCDE94, a lo que se une una expansión también del consumo de energía por unidad de PIB del sector servicios (Apéndice 3).

2) *Asia*. En los países asiáticos hay un predominio claro del efecto crecimiento económico sobre el crecimiento de las emisiones. A ese fuerte crecimiento del PIB hay que añadir que en estos países sólo es negativa o bien la tasa de C/E o bien la de E/Y pero en ningún caso las dos. La consecuencia de estas características es un crecimiento también muy elevado de las emisiones.

Aún así encontramos en Asia dos comportamientos diferenciados en el crecimiento de las ratios C/E y E/Y . Por una parte, Hong Kong, Taiwán y Corea del Sur presentan crecimientos positivos en E/Y (aunque reducidos en los dos primeros casos) y negativos en C/E . Este comportamiento es el contrario del resto de los países asiáticos en los que el crecimiento de E/Y es negativo y el de C/E positivo. Esto indicaría que

la combinación de combustibles ha producido menos emisiones en los tres países citados pero el efecto estructura y/o la eficiencia tecnológica habrían empeorado. Sucedería lo contrario en el resto de los países de esta región.

3) *Otros*. En cuanto al resto de los países Tipo 2, también hay un predominio del efecto crecimiento económico sobre el crecimiento de las emisiones. No presentan un patrón específico respecto al comportamiento de los ratios C/E y E/Y . Al menos uno de ellos es negativo, aunque en Chile lo son los dos.

En resumen, podemos afirmar que, en general, en los países Tipo 2 que no son OCDE94 es el fuerte crecimiento económico (que oscila entre el 3,56 de Colombia y el 7,40 de Corea del Sur) la causa principal del crecimiento de las emisiones. En los países Tipo 2 de la OCDE94 las situaciones son más heterogéneas aunque, en algunos casos, los ritmos de crecimiento económico son altos en comparación con los experimentados por los países Tipo 1 de la OCDE94. Como excepciones relevantes pueden señalarse los casos de España, Grecia y Portugal, en los cuales, a pesar de que el crecimiento económico se asemeja al de muchos países Tipo 1, el crecimiento de sus emisiones sigue un ritmo similar al del PIB en el caso de España y se sitúa muy por encima del PIB en Grecia y Portugal.

6.2.2.4. Explicaciones de primer nivel sobre el crecimiento de las emisiones de azufre en el periodo 1973-1999

♦ Países Tipo 1

Las emisiones de azufre se reducen en todos los países Tipo 1 en el periodo considerado.

De nuevo, como en el caso del CO_2 , los países Tipo 1 se caracterizan por crecimientos económicos moderados y tasas de crecimiento de las dos ratios, en este caso S/E y E/Y , negativas¹⁸³. Ahora bien, las disminuciones en las emisiones de azufre son mucho mayores que las de las de CO_2 porque los decrementos en el cociente S/E son

¹⁸³ De nuevo, con la excepción de Suiza donde el crecimiento de E/Y es ligeramente positivo.

muy superiores a los del cociente C/E . Cabe aquí recordar que, como ya expusimos, mientras la evolución del cociente C/E representa básicamente la variación en la combinación de combustibles, la del cociente S/E recoge además la introducción de tecnologías reductoras de las emisiones de azufre al final del proceso.

En general, el efecto dominante en la reducción de las emisiones de azufre en los países Tipo 1 es la disminución elevada del cociente S/E .

En el contexto descrito, consideramos destacable la diferencia existente entre las tasas de decremento de las emisiones de azufre en los países Tipo 1-A de Europa Occidental y las de los países norteamericanos. Aunque podría atribuirse esta disparidad al crecimiento económico más elevado experimentado por los dos países norteamericanos –en el grupo de los países Tipo 1, el crecimiento económico de Estados Unidos y Canadá sólo es superado por Noruega–, lo cierto es que no es el factor más determinante¹⁸⁴. La explicación reside en la reducción considerablemente inferior del cociente S/E en estos países: en Estados Unidos esa ratio decrece un 3,24% y en Canadá un 3,94%, mientras que el país Tipo 1-A de Europa Occidental donde menos lo hace es en Dinamarca con un 5,66 %.

Si tenemos en cuenta que las disminuciones de las emisiones de azufre en los países Tipo 1-B (Europa del Este) también son mayores que las de Estados Unidos y Canadá (exceptuando Polonia), cabría plantearse la posible influencia del área geográfica (Europa y Norteamérica) en las decisiones de reducción, bien por los acuerdos de carácter internacional bien por la intensidad del daño percibido¹⁸⁵. Profundizaremos algo más en esta cuestión en epígrafes posteriores.

Podemos también comentar brevemente el hecho de que los dos países en los que más caen las emisiones de CO_2 (Suecia y Francia) no coinciden con aquellos en los que más se reducen las emisiones de azufre (Austria y Alemania), es más, en Austria aumentan las emisiones de CO_2 .

Así como Francia y Suecia eran los países en los que más caía el cociente C/E también Austria y Alemania son los aquellos en los que más disminuye el cociente

¹⁸⁴ En Noruega donde, como se ha mencionado, el crecimiento económico es superior al de Estados Unidos y Canadá, las emisiones decrecen más del 5%.

¹⁸⁵ Aunque el caso de Japón quedaría fuera del área europea.

S/E . Ahora bien, de esto no cabe deducir que la ratio S/E se haya reducido poco en Francia y Suecia, pues las disminuciones que experimentan en esta ratio son también importantes y se sitúan en la línea del resto de los países Tipo 1-A de Europa Occidental. El problema en estos dos casos es que figuran entre los Tipo 1-A en que menos desciende el cociente E/Y .

♦ Países Tipo 2

En los países Tipo 2, hemos establecido los mismos grupos que en el caso del CO_2 :

–OCDE94:

- Italia y Japón.
- Irlanda.
- Australia.
- España, Grecia, Portugal y Turquía.

–ASIA:

- Hong Kong, Taiwán y Corea del Sur.
- Resto de países asiáticos.

–OTROS.

Nos referiremos brevemente a cada uno de estos casos.

1) *OCDE94*. Italia y Japón tienen, como también sucedía en el caso del CO_2 , las mismas características que los países Tipo 1 y, en el caso concreto del azufre, análogas a las de los Tipo 1 de Europa Occidental, esto es, crecimientos económicos moderados, disminución en el cociente E/Y y fuerte decremento del cociente S/E .

Al igual que se observaba en el caso de carbono, en Irlanda podrían cumplirse las características generales que hemos expuesto para los países Tipo 1 si no fuese porque su crecimiento económico es elevado. Pero además, en el caso del azufre hay que

añadir que, aunque la ratio S/E decrece (-2,90), lo hace a un ritmo muy inferior al del resto de los países Tipo 1 (excepto Polonia), especialmente si se compara con los Tipo 1-A de Europa Occidental. Estas razones explican por qué, incluso aunque la reducción que experimenta su ratio E/Y figure entre las más elevadas, el resultado final sea una disminución de las emisiones de azufre muy moderada en comparación con la del resto de los países en los que también caen las emisiones.

Australia, al igual que ocurría en el caso del carbono, sigue un patrón diferente al de otros países con rentas per cápita elevadas. De hecho, las emisiones de azufre disminuyen en todos los países Tipo 1 y en Italia, Japón e Irlanda, mientras que en Australia aumentan un 2,31. De forma similar a lo que señalábamos para el CO_2 , la principal diferencia de Australia con respecto a los países más ricos de la OCDE94 es que la reducción que experimente su ratio S/E es muy pequeña (0,13), lo que en el caso del azufre significa que no hay efectos reseñables ni de un cambio en la combinación de combustibles ni de la aplicación de tecnologías reductoras de las emisiones de azufre. Australia es uno de los pocos países en los que la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre (2,31) es muy similar a la de las emisiones de CO_2 (2,39).

En cuanto al resto de los países OCDE94, en España, Grecia y Portugal las emisiones de azufre crecen pero menos que las de CO_2 . En estos tres países crece el cociente E/Y y cae el cociente S/E aunque esa caída es muy inferior a la exhibida por los países Tipo 1 (excepto Polonia) más Italia y Japón. Especialmente leve es la reducción de esa ratio en Portugal y en Grecia¹⁸⁶. Turquía, como en el caso del CO_2 , presenta todas las tasas de crecimiento positivas. Es el único país (junto con Hong Kong) en el que las emisiones de azufre crecen más que las de carbono.

2) *Asia*. En los países asiáticos hay un claro predominio del efecto crecimiento económico que da como resultado un incremento de las emisiones de azufre, como también se observaba en el caso del CO_2 . Aún así, ese incremento es inferior al de las emisiones de carbono (excepto en Hong Kong) debido a que el crecimiento del cociente S/E , aunque sea positivo en la mayoría de los casos (al contrario de lo que sucede en las otras áreas analizadas), es inferior al del cociente C/E .

¹⁸⁶ Recordemos que en estos dos países aumentaba el cociente C/E .

Ahora bien, de nuevo hay que señalar el comportamiento diferenciado de Taiwán y de Corea del Sur con respecto al resto de los países asiáticos. Aunque estos son los únicos países del área que, junto con Hong Kong, presentan un crecimiento positivo del cociente E/Y que se sumaría al efecto crecimiento económico, también es cierto que son los únicos de la zona (con Sri Lanka) en los que disminuye el cociente S/E (mucho más de lo que lo hace el C/E). Además, lo hace a unas tasas superiores a las de algunos países Tipo 1 como, por ejemplo, Estados Unidos y Canadá. Aún así, no resulta suficiente para compensar el efecto del crecimiento económico.

3) *Otros*. En estos países predomina el efecto crecimiento económico que compensa unos ratios S/E y E/Y , en general, negativos.

En resumen, en los países Tipo 2 que no son OCDE94 vuelve a ser dominante el efecto crecimiento económico, como sucedía en el caso del carbono, lo que se une al hecho de que, en muy pocos casos, coincidan tasas de S/E y de E/Y negativas. El crecimiento económico llega a compensar incluso reducciones excepcionales dentro de este grupo en la ratio S/E como son las exhibidas por Taiwán y Corea del Sur (superiores al 4%). De nuevo, como en el caso del CO_2 , las situaciones son más heterogéneas en los países Tipo 2 pertenecientes a la OCDE94.

6.2.3. DESCOMPOSICIÓN CON DATOS AGREGADOS POR SUBPERIODOS

6.2.3.1. Resultados de la descomposición

Las descomposiciones efectuadas en el punto anterior nos han permitido detectar algunos rasgos generales que permitirían explicar la evolución de las emisiones de CO_2 y de azufre durante el periodo que va desde 1973 a 1999. Continuaremos ahora con este análisis pero realizando la descomposición con datos agregados por subperiodos con el fin de estudiar la influencia diferenciada de las crisis del petróleo, por un lado, y de los acuerdos medioambientales internacionales, por otro, en la evolución de las emisiones.

La descomposición que se aplicará a cada uno de los subperiodos será, para el CO₂, la ya descrita en la ecuación 6.1 y, para el azufre, la de la ecuación 6.2.

Para la división en subperiodos tomamos como referencia la efectuada por Greening *et al* (1998)¹⁸⁷. Estos autores realizan la descomposición y el análisis de sus principales variables diferenciando cuatro periodos: (1) 1971-1973, periodo anterior al primer choque petrolífero caracterizado por bajos precios de la energía. (2) 1973-1979, periodo en el que, en general, se incrementan los precios de la energía; (3) 1979-1985, periodo posterior al segundo choque petrolífero con precios de la energía aún más elevados; y (4) 1985-1991, periodo con precios energéticos fluctuantes pero, en cualquier caso, inferiores a los de los dos periodos anteriores.

Aunque hemos tomado como referencia estos subperiodos, hemos realizado algunas modificaciones. El periodo de análisis en nuestro caso se amplía hasta 1999 por lo que hemos decidido considerar los siguientes subperiodos: (1) 1973-1979; (2) 1979-1985; (3) 1985-1992 y (4) 1992-1999. Como se puede observar, los tres primeros se corresponderían con los periodos (2), (3) y (4) de Greening *et al* (1998), aunque el periodo (3) de nuestro trabajo lo hemos ampliado hasta 1992. La razón es que en mayo de 1992 se adopta el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMCC)¹⁸⁸. Teniendo en cuenta este hecho, nuestro último periodo, (4), se establece con el fin de detectar el impacto sobre las emisiones de carbono de los acuerdos adoptados en el Convenio. Además, el compromiso de reducción de las emisiones de azufre en al menos un 30% adoptado en el Protocolo de Helsinki tiene como límite 1993.

Recogemos en las Tablas 6.4 y 6.5 los resultados de la descomposición por subperiodos de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO₂ y de las de azufre, respectivamente.

¹⁸⁷ Estos autores utilizan un método de descomposición basado en índices (el método del índice Divisia ponderado adaptativo modificado) que atribuye los cambios en la intensidad de carbono agregada (emisiones de carbono/ PIB) a cuatro factores: cambios en las emisiones, cambios en uso final de combustible por subsectores, cambios en la intensidad energética por subsectores y cambios en la participación sectorial en la actividad económica. Comentaremos más detenidamente los resultados de dicho trabajo en el epígrafe dedicado a la descomposición econométrica.

¹⁸⁸ Recordamos, como ya expusimos en el Capítulo 3, que el Convenio se convirtió en legalmente vinculante el 21 de marzo de 1994.

Tabla 6.4.- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ por periodos

Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 1-A											
1) Suecia						2) Francia					
1973-1979	-1,31	-2,73	-0,32	1,79	-0,05	1973-1979	-0,20	-1,16	-1,68	2,70	-0,06
1979-1985	-5,35	-6,68	-0,29	1,72	-0,10	1979-1985	-4,09	-5,04	-0,48	1,50	-0,06
1985-1992	-3,11	-2,89	-1,46	1,26	-0,01	1985-1992	-0,80	-3,12	-0,23	2,63	-0,08
1992-1999	0,28	-1,22	-0,79	2,33	-0,04	1992-1999	0,19	-1,01	-0,51	1,73	-0,02
3) Alemania						4) Reino Unido					
1973-1979	0,80	-0,69	-0,97	2,50	-0,03	1973-1979	-0,36	-0,30	-1,56	1,53	-0,02
1979-1985	-1,49	-1,10	-1,67	1,30	-0,02	1979-1985	-2,22	-0,96	-2,57	1,34	-0,02
1985-1992	-1,85	-1,06	-2,31	1,54	-0,03	1985-1992	0,18	-0,81	-1,14	2,16	-0,03
1992-1999	-1,20	-1,04	-1,39	1,25	-0,02	1992-1999	-0,90	-1,65	-2,10	2,93	-0,07
5) Bélgica						6) Suiza					
1973-1979	-0,55	-1,28	-1,59	2,36	-0,05	1973-1979	-1,98	-2,19	0,59	-0,38	-0,01
1979-1985	-3,98	-2,69	-2,62	1,34	0,00	1979-1985	0,03	-2,32	0,47	1,93	-0,05
1985-1992	1,31	-0,87	-0,46	2,67	-0,03	1985-1992	0,91	-0,55	-0,31	1,79	-0,01
1992-1999	0,66	-1,05	-0,22	1,96	-0,02	1992-1999	-0,57	-1,20	-0,27	0,92	-0,01
7) Dinamarca						8) Austria					
1973-1979	1,76	0,57	-0,70	1,89	-0,01	1973-1979	0,87	-0,74	-1,30	2,96	-0,05
1979-1985	-0,84	0,24	-3,13	2,13	-0,07	1979-1985	-1,92	-1,12	-2,35	1,58	-0,03
1985-1992	-1,37	-0,98	-1,56	1,18	-0,01	1985-1992	0,32	-1,08	-1,61	3,08	-0,07
1992-1999	-0,46	-0,96	-2,11	2,67	-0,06	1992-1999	1,40	-0,40	-0,20	2,00	-0,01
9) Holanda						10) Finlandia					
1973-1979	1,52	-0,14	-0,95	2,64	-0,03	1973-1979	2,16	-0,10	0,12	2,15	0,00
1979-1985	-1,65	0,22	-3,09	1,26	-0,04	1979-1985	-1,16	-2,50	-1,81	3,25	-0,09
1985-1992	1,34	-0,37	-1,08	2,83	-0,04	1985-1992	-0,74	-1,30	-0,41	0,98	-0,01
1992-1999	0,45	-0,49	-1,89	2,90	-0,06	1992-1999	2,30	-0,45	-0,95	3,75	-0,05
11) EEUU						12) Canadá					
1973-1979	0,99	-0,35	-1,63	3,02	-0,05	1973-1979	2,58	-0,28	-0,99	3,89	-0,05
1979-1985	-1,19	-0,30	-3,44	2,63	-0,09	1979-1985	-1,05	-1,28	-2,25	2,53	-0,06
1985-1992	0,86	-0,63	-1,17	2,70	-0,04	1985-1992	0,98	-0,47	-0,41	1,87	-0,01
1992-1999	1,90	-0,09	-1,63	3,69	-0,06	1992-1999	1,86	0,09	-1,25	3,05	-0,04
13) Noruega											
1973-1979	2,19	-1,46	-1,01	4,76	-0,10						
1979-1985	-1,37	-2,61	-2,09	3,43	-0,10						
1985-1992	1,10	-0,30	-0,67	2,10	-0,02						
1992-1999	3,44	0,91	-1,05	3,59	-0,01						
PAÍSES TIPO 1-B											
1) Checoslovaquia						2) Hungría					
1973-1979	1,53	-0,45	-0,46	2,45	-0,02	1973-1979	4,13	-0,76	2,56	2,30	0,02
1979-1985	-0,22	-0,90	-0,77	1,47	-0,02	1979-1985	-0,62	-1,64	0,31	0,72	-0,01
1985-1992	-3,81	-1,72	-0,24	-1,89	0,04	1985-1992	-3,55	-0,96	0,19	-2,81	0,02
1992-1999	-2,31	-1,16	-3,13	2,03	-0,05	1992-1999	-0,64	-0,63	-2,62	2,68	-0,07
3) Polonia											
1973-1979	4,16	-0,08	1,45	2,76	0,04						
1979-1985	0,62	0,09	0,44	0,10	0,00						
1985-1992	-3,53	-0,21	-1,57	-1,78	0,03						
1992-1999	-1,41	-0,83	-5,66	5,38	-0,30						

Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO₂, de mayor a menor decremento.

Tabla 6.4 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ por periodos

Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 2											
OCDE94											
1) Italia						2) Japón					
1973-1979	1,22	-0,29	-1,93	3,52	-0,07	1973-1979	0,45	-1,07	-1,87	3,47	-0,08
1979-1985	-0,69	-0,06	-2,42	1,84	-0,04	1979-1985	-0,60	-1,11	-2,67	3,28	-0,09
1985-1992	1,60	-0,37	-0,43	2,42	-0,02	1985-1992	2,76	-0,45	-0,73	3,99	-0,04
1992-1999	0,75	-0,45	-0,29	1,50	-0,01	1992-1999	0,93	-0,80	0,50	1,23	-0,01
3) Irlanda						4) Australia					
1973-1979	3,46	-0,11	-1,30	4,94	-0,07	1973-1979	2,74	-0,23	-0,09	3,06	-0,01
1979-1985	-0,19	-0,16	-2,60	2,64	-0,07	1979-1985	1,24	0,01	-1,64	2,92	-0,05
1985-1992	2,07	-0,23	-1,74	4,11	-0,08	1985-1992	2,61	0,05	-0,49	3,06	-0,01
1992-1999	3,45	-0,84	-3,24	7,82	-0,29	1992-1999	2,87	-0,06	-1,48	4,47	-0,07
5) España						6) Grecia					
1973-1979	3,80	-0,32	1,81	2,28	0,03	1973-1979	4,69	0,24	0,72	3,70	0,04
1979-1985	0,90	-0,30	-0,29	1,49	-0,01	1979-1985	3,31	1,02	0,85	1,41	0,03
1985-1992	2,83	-1,44	0,69	3,62	-0,04	1985-1992	3,53	0,60	1,01	1,88	0,04
1992-1999	2,43	-0,51	0,32	2,63	-0,01	1992-1999	2,02	-0,60	0,52	2,10	0,00
7) Turquía						8) Portugal					
1973-1979	3,38	-0,33	-0,77	4,52	-0,05	1973-1979	5,48	0,00	2,52	2,89	0,07
1979-1985	6,29	1,84	0,73	3,61	0,11	1979-1985	1,30	-0,98	0,79	1,50	-0,01
1985-1992	4,81	0,21	-0,33	4,94	-0,01	1985-1992	8,90	2,18	1,89	4,61	0,23
1992-1999	3,98	0,02	0,84	3,10	0,03	1992-1999	4,28	0,17	1,45	2,61	0,04
ASIA											
1) Sri Lanka						2) China					
1973-1979	1,65	0,27	-3,49	5,04	-0,17	1973-1979	7,79	1,90	0,47	5,28	0,13
1979-1985	-5,13	-6,82	-3,15	5,11	-0,28	1979-1985	4,31	1,42	-4,78	8,00	-0,34
1985-1992	1,50	-0,50	-1,59	3,67	-0,07	1985-1992	4,46	0,76	-2,43	6,25	-0,12
1992-1999	15,15	10,37	-7,52	12,80	-0,51	1992-1999	0,96	-1,64	-4,83	7,85	-0,42
3) India						4) Hong-Kong					
1973-1979	2,15	-1,24	0,31	3,11	-0,03	1973-1979	6,80	0,63	-2,00	8,30	-0,13
1979-1985	9,24	5,40	-1,65	5,38	0,11	1979-1985	8,65	2,34	-0,13	6,29	0,14
1985-1992	6,27	2,18	-1,19	5,25	0,02	1985-1992	7,20	-0,35	0,60	6,94	0,01
1992-1999	3,50	0,35	-2,95	6,27	-0,17	1992-1999	2,22	-2,66	1,69	3,26	-0,08
5) Taiwán						6) Corea (Sur)					
1973-1979	10,46	-0,20	2,32	8,17	0,17	1973-1979	9,98	-1,12	2,16	8,87	0,07
1979-1985	1,26	-2,71	-3,16	7,48	-0,35	1979-1985	4,33	-0,61	-1,17	6,21	-0,10
1985-1992	9,62	2,03	1,61	5,73	0,24	1985-1992	8,55	-2,51	1,92	9,25	-0,11
1992-1999	4,73	-0,82	-0,56	6,19	-0,08	1992-1999	5,79	-1,10	1,51	5,37	0,00
7) Tailandia						8) Indonesia					
1973-1979	5,06	-0,57	-1,47	7,24	-0,14	1973-1979	19,14	12,28	0,82	5,24	0,79
1979-1985	4,23	2,08	-3,04	5,31	-0,12	1979-1985	5,24	1,65	-0,56	4,11	0,04
1985-1992	13,11	3,01	0,07	9,74	0,30	1985-1992	7,86	2,11	-1,47	7,21	0,01
1992-1999	7,12	1,92	1,77	3,27	0,16	1992-1999	5,75	1,73	0,88	3,05	0,10
Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.											

Tabla 6.4 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂ por periodos

Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔC	$\Delta(C/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 2											
OTROS											
1) Colombia						2) Israel					
1973-1979	2,32	-1,32	-1,37	5,12	-0,12	1973-1979	-0,68	-0,29	-3,97	3,73	-0,15
1979-1985	4,84	1,37	0,80	2,61	0,07	1979-1985	0,64	0,94	-3,76	3,60	-0,14
1985-1992	3,02	0,16	-1,24	4,14	-0,05	1985-1992	7,98	0,63	1,91	5,29	0,15
1992-1999	0,87	-0,10	-1,50	2,50	-0,04	1992-1999	4,79	0,19	0,25	4,33	0,02
3) Chile						4) Egipto					
1973-1979	-0,12	-1,43	-1,32	2,68	-0,05	1973-1979	9,40	-0,48	0,30	9,60	-0,02
1979-1985	-1,31	-2,01	-0,20	0,91	-0,02	1979-1985	9,08	-0,96	2,35	7,62	0,08
1985-1992	7,10	0,23	-0,38	7,26	-0,01	1985-1992	3,45	-0,44	1,42	2,45	0,02
1992-1999	9,44	2,02	1,47	5,71	0,23	1992-1999	3,83	-0,39	-0,46	4,72	-0,04

Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO₂, de mayor a menor decremento.

Tabla 6.5.- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre por periodos

Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 1-A											
1) Suecia						2) Francia					
1973-1979	6,68	5,14	-0,32	1,79	0,07	1973-1979	1,47	0,49	-1,68	2,70	-0,04
1979-1985	-7,96	-9,26	-0,29	1,72	-0,14	1979-1985	-11,92	-12,80	-0,48	1,50	-0,14
1985-1992	-14,62	-14,43	-1,46	1,26	0,01	1985-1992	-2,82	-5,09	-0,23	2,63	-0,13
1992-1999	-4,66	-6,09	-0,79	2,33	-0,11	1992-1999	-7,88	-8,98	-0,51	1,73	-0,12
3) Alemania						4) Reino Unido					
1973-1979	0,22	-1,27	-0,97	2,50	-0,04	1973-1979	-2,59	-2,53	-1,56	1,53	-0,02
1979-1985	0,82	1,21	-1,67	1,30	-0,03	1979-1985	-3,65	-2,41	-2,57	1,34	0,00
1985-1992	-11,43	-10,71	-2,31	1,54	0,05	1985-1992	-1,20	-2,17	-1,14	2,16	-0,05
1992-1999	-17,91	-17,77	-1,39	1,25	0,01	1992-1999	-14,13	-14,78	-2,10	2,93	-0,17
5) Bélgica						6) Suiza					
1973-1979	-0,22	-0,95	-1,59	2,36	-0,04	1973-1979	-3,78	-3,99	0,59	-0,38	-0,01
1979-1985	-10,44	-9,24	-2,62	1,34	0,09	1979-1985	-4,91	-7,15	0,47	1,93	-0,16
1985-1992	-3,22	-5,30	-0,46	2,67	-0,13	1985-1992	-9,43	-10,74	-0,31	1,79	-0,16
1992-1999	-7,38	-8,95	-0,22	1,96	-0,16	1992-1999	-5,54	-6,14	-0,27	0,92	-0,04
7) Dinamarca						8) Austria					
1973-1979	7,13	5,88	-0,70	1,89	0,06	1973-1979	-0,03	-1,63	-1,30	2,96	-0,06
1979-1985	-1,63	-0,57	-3,13	2,13	-0,06	1979-1985	-12,23	-11,52	-2,35	1,58	0,06
1985-1992	-8,23	-7,87	-1,56	1,18	0,01	1985-1992	-14,51	-15,71	-1,61	3,08	-0,27
1992-1999	-15,93	-16,35	-2,11	2,67	-0,14	1992-1999	-5,71	-7,38	-0,20	2,00	-0,14
9) Holanda						10) Finlandia					
1973-1979	-2,10	-3,70	-0,95	2,64	-0,09	1973-1979	4,82	2,50	0,12	2,15	0,06
1979-1985	-10,62	-8,91	-3,09	1,26	0,13	1979-1985	-6,06	-7,34	-1,81	3,25	-0,16
1985-1992	-5,63	-7,22	-1,08	2,83	-0,15	1985-1992	-13,27	-13,76	-0,41	0,98	-0,08
1992-1999	-7,45	-8,32	-1,89	2,90	-0,13	1992-1999	-6,67	-9,17	-0,95	3,75	-0,29

Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO₂, de mayor a menor decremento.

Tabla 6.5 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre por periodos

Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 1-A											
1) EEUU						2) Canadá					
1973-1979	-2,70	-3,99	-1,63	3,02	-0,10	1973-1979	-1,30	-4,05	-0,99	3,89	-0,15
1979-1985	-2,40	-1,51	-3,44	2,63	-0,08	1979-1985	-2,78	-3,00	-2,25	2,53	-0,06
1985-1992	-0,77	-2,23	-1,17	2,70	-0,06	1985-1992	-2,39	-3,79	-0,41	1,87	-0,06
1992-1999	-3,15	-5,05	-1,63	3,69	-0,16	1992-1999	-3,11	-4,79	-1,25	3,05	-0,12
3) Noruega											
1973-1979	2,33	-1,32	-1,01	4,76	-0,10						
1979-1985	-6,07	-7,25	-2,09	3,43	-0,16						
1985-1992	-13,18	-14,39	-0,67	2,10	-0,22						
1992-1999	-3,38	-5,74	-1,05	3,59	-0,18						
PAÍSES TIPO 1-B											
1) Checoslovaquia						2) Hungría					
1973-1979	2,74	0,74	-0,46	2,45	0,00	1973-1979	-0,07	-4,76	2,56	2,30	-0,18
1979-1985	-1,00	-1,67	-0,77	1,47	-0,02	1979-1985	-2,63	-3,63	0,31	0,72	-0,04
1985-1992	-5,69	-3,64	-0,24	-1,89	0,08	1985-1992	-7,28	-4,79	0,19	-2,81	0,12
1992-1999	-18,97	-18,01	-3,13	2,03	0,15	1992-1999	-4,71	-4,70	-2,62	2,68	-0,07
3) Polonia											
1973-1979	4,94	0,66	1,45	2,76	0,07						
1979-1985	1,07	0,53	0,44	0,10	0,00						
1985-1992	-5,85	-2,61	-1,57	-1,78	0,11						
1992-1999	-6,83	-6,28	-5,66	5,38	-0,27						
PAÍSES TIPO 2											
OCDE94											
1) Italia						2) Japón					
1973-1979	-0,80	-2,29	-1,93	3,52	-0,10	1973-1979	-9,24	-10,61	-1,87	3,47	-0,23
1979-1985	-11,15	-10,59	-2,42	1,84	0,02	1979-1985	-13,69	-14,13	-2,67	3,28	-0,16
1985-1992	-4,33	-6,19	-0,43	2,42	-0,13	1985-1992	0,81	-2,34	-0,73	3,99	-0,10
1992-1999	-5,72	-6,84	-0,29	1,50	-0,09	1992-1999	-0,78	-2,47	0,50	1,23	-0,04
3) Irlanda						4) Australia					
1973-1979	4,06	0,47	-1,30	4,94	-0,05	1973-1979	3,70	0,71	-0,09	3,06	0,02
1979-1985	-7,30	-7,27	-2,60	2,64	-0,07	1979-1985	0,26	-0,95	-1,64	2,92	-0,06
1985-1992	2,98	0,67	-1,74	4,11	-0,06	1985-1992	2,89	0,33	-0,49	3,06	-0,01
1992-1999	-1,30	-5,39	-3,24	7,82	-0,49	1992-1999	2,33	-0,59	-1,48	4,47	-0,08
5) España						6) Grecia					
1973-1979	6,97	2,73	1,81	2,28	0,15	1973-1979	6,37	1,85	0,72	3,70	0,11
1979-1985	1,16	-0,04	-0,29	1,49	0,00	1979-1985	2,88	0,60	0,85	1,41	0,03
1985-1992	-2,25	-6,32	0,69	3,62	-0,25	1985-1992	1,53	-1,34	1,01	1,88	-0,02
1992-1999	-2,11	-4,93	0,32	2,63	-0,14	1992-1999	-0,92	-3,47	0,52	2,10	-0,08
Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.											

Tabla 6.5 (cont.).- Descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre por periodos

Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto	Período	ΔS	$\Delta(S/E)$	$\Delta(E/Y)$	ΔY	Resto
PAÍSES TIPO 2											
ASIA											
1) Turquía						2) Portugal					
1973-1979	8,09	4,21	-0,77	4,52	0,12	1973-1979	9,58	3,88	2,52	2,89	0,29
1979-1985	12,32	7,62	0,73	3,61	0,36	1979-1985	-3,56	-5,72	0,79	1,50	-0,12
1985-1992	2,92	-1,60	-0,33	4,94	-0,09	1985-1992	10,92	4,07	1,89	4,61	0,35
1992-1999	3,64	-0,31	0,84	3,10	0,01	1992-1999	0,51	-3,45	1,45	2,61	-0,10
3) Sri Lanka						4) China					
1973-1979	-2,58	-3,90	-3,49	5,04	-0,23	1973-1979	7,32	1,46	0,47	5,28	0,11
1979-1985	-1,99	-3,73	-3,15	5,11	-0,23	1979-1985	5,17	2,26	-4,78	8,00	-0,32
1985-1992	9,59	7,42	-1,59	3,67	0,09	1985-1992	2,95	-0,69	-2,43	6,25	-0,18
1992-1999	2,97	-1,30	-7,52	12,80	-1,02	1992-1999	0,67	-1,92	-4,83	7,85	-0,43
5) India						6) Hong-Kong					
1973-1979	4,84	1,37	0,31	3,11	0,06	1973-1979	-17,09	-21,88	-2,00	8,30	-1,51
1979-1985	6,14	2,41	-1,65	5,38	0,00	1979-1985	209,77	191,80	-0,13	6,29	11,80
1985-1992	5,24	1,18	-1,19	5,25	-0,01	1985-1992	3,65	-3,65	0,60	6,94	-0,23
1992-1999	2,13	-0,97	-2,95	6,27	-0,22	1992-1999	-9,99	-14,28	1,69	3,26	-0,66
7) Taiwán						8) Corea (Sur)					
1973-1979	7,73	-2,67	2,32	8,17	-0,10	1973-1979	11,38	0,14	2,16	8,87	0,21
1979-1985	4,77	0,67	-3,16	7,48	-0,21	1979-1985	6,73	1,68	-1,17	6,21	0,01
1985-1992	3,27	-3,87	1,61	5,73	-0,20	1985-1992	0,67	-9,59	1,92	9,25	-0,91
1992-1999	-4,50	-9,56	-0,56	6,19	-0,57	1992-1999	-5,80	-11,93	1,51	5,37	-0,75
9) Tailandia						10) Indonesia					
1973-1979	7,15	1,42	-1,47	7,24	-0,03	1973-1979	6,76	0,62	0,82	5,24	0,08
1979-1985	9,27	7,02	-3,04	5,31	-0,01	1979-1985	5,35	1,76	-0,56	4,11	0,04
1985-1992	14,91	4,64	0,07	9,74	0,46	1985-1992	7,25	1,54	-1,47	7,21	-0,02
1992-1999	-2,69	-7,41	1,77	3,27	-0,32	1992-1999	4,03	0,07	0,88	3,05	0,03
OTROS											
1) Colombia						2) Israel					
1973-1979	4,46	0,76	-1,37	5,12	-0,04	1973-1979	-8,25	-7,89	-3,97	3,73	-0,12
1979-1985	4,08	0,63	0,80	2,61	0,04	1979-1985	5,29	5,60	-3,76	3,60	-0,15
1985-1992	2,70	-0,14	-1,24	4,14	-0,06	1985-1992	3,30	-3,73	1,91	5,29	-0,17
1992-1999	-2,73	-3,66	-1,50	2,50	-0,07	1992-1999	1,65	-2,82	0,25	4,33	-0,12
3) Chile						4) Egipto					
1973-1979	4,02	2,66	-1,32	2,68	0,00	1973-1979	15,79	5,33	0,30	9,60	0,56
1979-1985	2,74	2,01	-0,20	0,91	0,01	1979-1985	4,93	-4,73	2,35	7,62	-0,30
1985-1992	-0,01	-6,43	-0,38	7,26	-0,47	1985-1992	2,20	-1,65	1,42	2,45	-0,03
1992-1999	9,35	1,94	1,47	5,71	0,23	1992-1999	1,06	-3,04	-0,46	4,72	-0,15
Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.											

6.2.3.2. Análisis de los resultados de la descomposición por subperiodos de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂

♦ Países Tipo 1-A

Efectos de las crisis del petróleo de los setenta. La descomposición por subperiodos de las emisiones de CO₂ no hace sino confirmar la gran importancia de la crisis de 1979 en la evolución de dichas emisiones en los países Tipo 1-A, conclusión a la que nos conducen los siguientes hechos:

- En todos los países de este grupo disminuyen las emisiones en el periodo 79-85 (excepto en Suiza donde permanecen estables).
- En algunos de ellos, el periodo 79-85 es el único en el que caen las emisiones de CO₂. Estos son Austria, Holanda, Estados Unidos, Canadá y Noruega.
- En el resto, aunque las emisiones de CO₂ decrecen durante más de un periodo, la disminución más importante se produce también en el 79-85: Las únicas excepciones son Alemania, Dinamarca y la ya citada Suiza. En Alemania hay que tener en cuenta las peculiaridades, que ya hemos señalado en ocasiones anteriores, de tomar los datos de Alemania unificada. En Dinamarca, el periodo en el que más disminuyen es el 85-92.

Aunque cabría pensar que, debido a la crisis, esta sería la etapa de menor crecimiento económico, lo cierto es que sólo lo es en aproximadamente la mitad de los países Tipo 1-A (concretamente en Francia, Reino Unido, Bélgica, Austria, Holanda y Estados Unidos). Por tanto, el impacto de la segunda crisis del petróleo sobre las emisiones ha sido mayor, en general, que el derivado de la mera moderación de las tasas de crecimiento económico, lo que nos lleva a analizar lo sucedido con las ratios E/Y y C/E .

Salvo contadas excepciones, el crecimiento de estas dos ratios en los países Tipo 1-A es negativo en todos los periodos. En relación con el cociente C/E , es, en general,

en el periodo 79-85 cuando más se reduce en la mayor parte de los países de este grupo¹⁸⁹. Es en Francia y Suecia donde más decrece.

En cuanto a lo que sucede con el cociente E/Y , se observa que es precisamente en el periodo 79-85 cuando más disminuye en los países Tipo 1-A. Sólo hay cuatro excepciones: Suiza, donde crece; Alemania, donde el mayor decremento se produce en el periodo 85-92, posiblemente por el efecto de la reestructuración de la Alemania Oriental; y en Suecia y Francia, curiosamente los dos países en los que más disminuyen las emisiones en el periodo 79-85¹⁹⁰.

Si tenemos en cuenta la evolución de los dos ratios, se puede apreciar que no existe una respuesta común de los países Tipo 1-A ante la crisis de 1979. Consecuentemente, no hay una única explicación a la mayor reducción de emisiones en ese periodo sino que esta depende de las medidas adoptadas por cada país. En función de los resultados de la descomposición, distinguimos tres grupos de países con respuestas diferenciadas.

Por un lado, en Suecia y Francia, la razón fundamental de la caída de las emisiones en el periodo 79-85 está en una fuerte disminución del cociente C/E (6,68% en Suecia y 5,04% en Francia), esto es, en un cambio significativo en la mezcla de combustibles hacia una combinación menos emisora de CO₂. A esto se une un crecimiento del PIB moderado, inferior en ambos casos al 2% (1,72 en Suecia y 1,50 en Francia). Sin embargo, el decremento del cociente E/Y en estos dos países en ese periodo es muy inferior al del resto de los Tipo 1-A, no superando en ninguno de los dos casos el 0,5%.

Por otro lado, también en Bélgica, Suiza, Finlandia y Noruega son mayores las disminuciones del cociente C/E que las del E/Y en el periodo 79-85 pero la caída de C/E no es tan importante ni la de E/Y tan reducida como las que se observan en los casos de Suecia y Francia. De hecho, Bélgica, Finlandia y Noruega son los tres países que, junto con Alemania, presentan menores divergencias en la disminución de las

¹⁸⁹ Esto ocurre en: Suecia, Francia, Alemania, Bélgica, Suiza, Austria, Finlandia, Canadá y Noruega.

¹⁹⁰ En Suecia es este el periodo en el que menos disminuye E/Y (-0,29%) y en Francia (-0,48%) sólo se reduce menos en el periodo 85-92.

dos ratios en ese periodo¹⁹¹. De nuevo hay que recordar la consideración de la Alemania unificada.

En el resto de los países Tipo 1-A (Alemania, Reino Unido, Dinamarca, Austria, Holanda, Estados Unidos y Canadá), la disminución del cociente E/Y es mayor que la del cociente C/E . En ellos, el decremento de C/E en ese periodo no supera el 1,3% e incluso en algunos casos crece (en Dinamarca y en Holanda) pero, por el contrario, muestran caídas importantes en E/Y que se sitúan entre el 1,67% de Alemania y el 3,44% de Estados Unidos. Dinamarca, Holanda y Estados Unidos son los países Tipo 1-A en los que menos disminuye la ratio C/E en este periodo (ya hemos dicho que incluso crece en Dinamarca y Holanda y sólo cae un 0,30 en Estados Unidos) pero en los que más se reduce la ratio E/Y (son los únicos países Tipo 1-A que tienen disminuciones superiores al 3%).

A tenor de todo lo expuesto cabe preguntarse los motivos por los cuales la crisis de 1979 se revela más influyente que la de 1973 en la evolución de la trayectoria CO_2 -PIB en los países Tipo 1-A. Ciertamente, el primer choque petrolífero afectó profundamente al aparato productivo de los países importadores de petróleo, notándose sus efectos especialmente en los países de Europa Occidental y Japón ya que eran países muy dependientes del petróleo. A esto hay que añadir que se trataba, en general, de países con escasísima producción petrolera, a diferencia de Estados Unidos¹⁹² (García e Iranzo, 1988). Ahora bien, basándonos en estos autores, hemos seleccionado varias razones que creemos pueden explicar el efecto más profundo de la crisis de 1979 en la trayectoria CO_2 -PIB en los países Tipo 1-A. Son las siguientes:

¹⁹¹ En Bélgica, Finlandia y Noruega, la disminución del cociente C/E se sitúa en torno al 2,5-2,6. La del cociente E/Y es del 1,81 en Finlandia, 2,09 en Noruega y 2,62 en Bélgica. Se trata así de países que ejercieron una actuación equilibrada y considerable sobre ambos ratios.

¹⁹² Por el contrario, Estados Unidos podría incluso considerarse uno de los beneficiarios iniciales del primer choque petrolífero. Por una parte, era la sede de las grandes compañías internacionales del sector petrolero, y, por otra, le permitió defenderse de la creciente competitividad de los países europeos y de Japón. El dominio de la economía norteamericana desde la posguerra se estaba viendo erosionado por la competitividad cada vez mayor de estos países que, entre otras ventajas, se aprovechaban de los bajos precios del petróleo, claramente inferiores a los que habían soportado los Estados Unidos debido al mayor coste de extracción de sus crudos (García e Iranzo, 1988).

- La fuerte rigidez de la demanda de petróleo a corto y medio plazo impidió que la elevación del precio del crudo redujese el consumo, el cual continuó creciendo durante los setenta en plena crisis económica (p. 118).
- Aunque las consecuencias energéticas del segundo choque no fueron tan graves como las del primero ya que los países afectados estaban mejor preparados para hacer frente a la situación, sin embargo, la depresión económica fue más aguda que la del periodo 74-76 (p. 31). Durante la crisis económica posterior a 1979, se redujo el consumo energético tanto por la caída de la actividad económica como porque disminuyó la energía utilizada por unidad de producto porque, entre otras razones, las medidas previas de ahorro energético comenzaban a dar resultados (p. 120).
- El carácter aleatorio de las subidas de los precios de los crudos y su escasa relación con los costes de extracción crearon durante los primeros años incertidumbres sobre la conveniencia tanto de desarrollar nuevas fuentes de energía como de investigar los recursos de las fuentes ya utilizadas (p. 30).

Cabría pensar en la posibilidad de que el efecto de la crisis del petróleo hubiese sido un incremento de las emisiones dado el impulso que dicha crisis pudo dar al carbón como combustible sustitutivo. Efectivamente, el carbón aumentó su participación en el consumo global de energía. Sin embargo, a pesar de las expectativas favorables generadas por la crisis del petróleo en la industria del carbón, la repercusión de dicha crisis sobre el consumo y la producción de este combustible no fue tan importante como se esperaba. García e Iranzo (1988, p. 59) citan cuatro razones:

- En primer lugar (como ya expusimos) las variaciones aleatorias en los precios del petróleo, no justificadas por incrementos en los costes de extracción, limitaron las inversiones que se podrían haber dirigido hacia este sector.
- En segundo lugar, el cese en la explotación de los yacimientos, especialmente en países de Europa Occidental.
- En tercer lugar, la crisis económica desencadenada por la crisis energética disminuyó la actividad económica y redujo la energía utilizada por unidad de producto,

lo que afectó al consumo energético. Además, se produjo el retroceso de algunos sectores productivos que utilizaban grandes cantidades de carbón como, por ejemplo, la siderurgia.

- En cuarto lugar, razones técnicas, económicas y de comodidad hicieron que la sustitución del carbón por otros combustibles resultase irreversible en muchos sectores económicos como, por ejemplo, en los transportes o en los hogares.

Por otra parte, debe señalarse la importancia que, en algunos países, alcanzó la energía nuclear como fuente alternativa. Ahora bien, aunque el incremento de los precios de los crudos en 1973 dio un impulso al desarrollo de la energía nuclear a corto plazo, este se vio en cierta forma truncado por los efectos sobre la demanda de electricidad de la crisis económica así como por las presiones posteriores de grupos ecologistas. Aún así, en algunos países la energía nuclear se convirtió en una fuente importante en la producción de energía eléctrica.

Efectos de los acuerdos internacionales. Todos los países Tipo 1-A son países del Anexo I de la Convención sobre el Cambio Climático de 1992. Recuérdese que en dicha Convención se había planteado como primer objetivo, de carácter no obligatorio, que los países Anexo I disminuyesen sus emisiones de gases de efecto invernadero no incluidos en el Protocolo de Montreal, individual o conjuntamente, a los niveles de 1990 antes del año 2000. También afirmamos, en el Capítulo 4, que la Unión Europea en su conjunto había cumplido con ese objetivo. Nos interesa ahora analizar lo que ha sucedido en el periodo 92-99 en cada uno de los países.

No parece que, en general, los países Tipo 1-A hayan respondido individualmente al compromiso fijado en la Convención. En este sentido, podemos observar que son muy pocos los países de este grupo que reducen sus emisiones de CO₂ durante este periodo. Únicamente Alemania, Reino Unido, Suiza y Dinamarca experimentan disminuciones, siendo las más notables las de Alemania (1,20) y el Reino Unido (0,90). En ambos casos, la caída está dominada por el decremento del cociente E/Y , aunque también son importantes las disminuciones en el cociente C/E . Lo mismo sucede en Dinamarca. Por el contrario, en Suiza predomina claramente la reducción de C/E .

Respecto a los restantes países, en la mayoría de ellos esta es la etapa en la que más crecen las emisiones de CO₂ después del año 1979. Podemos observar este hecho en Suecia, Francia, Austria, Finlandia, Estados Unidos, Canadá y Noruega. Una de las causas que lo explican es que, excepto en Francia y Austria, este es el periodo con mayor crecimiento económico en los países citados desde la crisis de 1979¹⁹³. Ahora bien, esta no es la única razón¹⁹⁴, ya que se observa, además, una notable caída en la disminución del cociente *C/E*. De hecho, en todos ellos, este es el periodo en el que se produce un menor decremento de *C/E* (incluso llega a crecer en Canadá y Noruega). Cabe apuntar que, por el contrario, no es la etapa con menor decremento de la ratio *E/Y* (excepto en Austria). Por tanto, aunque pueda haberse producido una mejora en la eficiencia energética esta no se ha visto acompañada por un esfuerzo por mejorar la composición de las fuentes energéticas utilizadas.

Para finalizar con el comentario de los países Tipo 1-A, cabe preguntarse por las diferencias que existen, en general, entre los países de este grupo en los cuales disminuyen las emisiones de CO₂ en el total del periodo 73-99 y el resto. En este sentido, observamos que, en los primeros, las emisiones caen, al menos, en dos periodos, predominando los casos en los que la disminución se extiende a tres (Suecia, Francia, Alemania, Reino Unido y Dinamarca). Por tanto, la disminución de las emisiones no es sólo un hecho puntual.

Por el contrario, en los países en los que crecen las emisiones en el periodo 73-99, estas sólo disminuyen en el 79-85 (excepto en Finlandia). En este caso están: Austria, Canadá, Estados Unidos, Holanda y Noruega. Además, se trata de países que experimentan una expansión significativa de sus emisiones en el periodo 92-99¹⁹⁵, con incrementos, en todos los casos, muy superiores a los que presentan en ese periodo los países en los que sí han disminuido las emisiones entre 1973 y 1999 (en los cuales incluso llegan a disminuir). Ese fuerte crecimiento de las emisiones en 92-99 estaría explicado, en parte, por el mayor crecimiento del PIB que, en general, se observa en esos países (tanto en comparación con aquellos en los que decrecen las emisiones como en relación con otros periodos). A ello hay que añadir el menor decremento del

¹⁹³ Crecimiento que se mueve entre el 2,33 de Suecia y el 3,75 de Finlandia.

¹⁹⁴ Debe señalarse que esta es también la fase de mayor crecimiento del PIB desde 1979 en el Reino Unido y en Dinamarca (2,93 y 2,67 respectivamente) y, a pesar de ello, se reducen las emisiones en este periodo.

¹⁹⁵ Entre el 1,40 de Austria y el 3,44 de Noruega (excepto en Holanda, donde sólo crecerían un 0,45).

cociente C/E que, como ya se ha comentado, llega incluso a crecer en Canadá y Noruega.

♦ Países Tipo 1-B

Efectos de las crisis del petróleo de los setenta. También se observa el efecto de la crisis de 1979 en Checoslovaquia y Hungría ya que sus emisiones empiezan a disminuir en el periodo 79-85. Aún así, las reducciones en este periodo son inferiores a las de los países Tipo 1-A. En este periodo, predomina en estos dos países la caída del cociente C/E frente al E/Y . Por el contrario, en Polonia, las crisis del petróleo no parecen traducirse en caídas de las emisiones de CO_2 , a pesar del ligerísimo crecimiento económico que experimenta en el periodo 79-85 (0,10%). La explicación podría estar en su carácter de importante país productor de carbón.

Efectos de la reestructuración económica tras la caída del muro de Berlín. Aunque en algunos de estos países se haya notado el efecto de la crisis del 79, es más sobresaliente el impacto sobre las emisiones de CO_2 de la crisis que se produce tras la caída del muro de Berlín. De hecho, el significativo retroceso del PIB explica, en gran parte, la notable caída de las emisiones de CO_2 que experimentan durante el periodo 85-92. Aún así, la reducción de las emisiones es superior a la del PIB a causa, especialmente, de la reducción de la ratio C/E . Respecto al cociente E/Y , llama la atención el hecho de que en un periodo en el que se suponen importantes reajustes económicos no se produzca una variación sustancial en dicha ratio, lo que sí se observa en el siguiente periodo.

Por lo tanto, la disminución de las emisiones en los países Tipo 1-B en el periodo 85-92 parece estar provocada principalmente por la contracción en el PIB y apoyada por un cambio en la mezcla de combustibles. Esta afirmación debe matizarse para el caso de Polonia dado que en este país ya se observa una disminución significativa del cociente E/Y en ese periodo mientras que es reducida la experimentada por C/E .

Ahora bien, los efectos de la reestructuración económica sobre la relación CO_2 -PIB en estos países se hacen más patentes en el periodo 92-99. Como ya dejaba en-

trever el análisis gráfico, las emisiones siguen disminuyendo en dicho periodo pero, en este caso, con tasas de crecimiento económico positivas (2,03 en Checoslovaquia, 2,68 en Hungría y 5,38 en Polonia). A diferencia del periodo anterior, el impacto más importante sobre las emisiones procede del decremento del cociente E/Y lo que puede estar reflejando tanto un importante cambio estructural como mejoras tecnológicas que incrementan la eficiencia en el uso de combustibles.

Efectos de los acuerdos internacionales. Aunque estos países son Anexo I, resulta difícil establecer algún nexo entre las caídas que se producen en el periodo 92-99 y el acuerdo sobre el cambio climático. Como ya se ha señalado, parecen guardar mayor relación con los procesos de reestructuración económica.

♦ Países Tipo 2

Efectos de las crisis del petróleo de los setenta. Son muy pocos los países Tipo 2 en los cuales las emisiones disminuyen en alguno de los periodos analizados y, cuando esto sucede, coincide con las crisis del petróleo de los setenta. Esto sucede en los siguientes países: tres de la OCDE94 (Irlanda, Italia y Japón), uno asiático (Sri Lanka), uno latinoamericano (Chile) y uno de Oriente Medio (Israel). En Israel sólo disminuyen las emisiones en el 73-79 mientras que en Irlanda, Italia, Japón y Sri Lanka sólo en el 79-85. En Chile se reducen en los dos periodos.

En Italia y en Japón esa bajada no coincide con la etapa de menor crecimiento económico. Tampoco en Israel. En Irlanda sí. Si observamos lo que sucede con las ratios C/E y E/Y comprobamos que, en estos cuatro países, el periodo en el que disminuyen sus emisiones se reduce mucho más la ratio E/Y (entre el 2,4 de Italia y el 3,97 de Israel) que la C/E , experimentando esta última variaciones muy ligeras (excepto la caída del 1,11 de Japón). En Chile, los periodos de reducción de emisiones son los de menor crecimiento económico. En este país domina la contracción en el cociente C/E .

En el resto de los países Tipo 2, en general, el periodo 79-85 es el de menor crecimiento de las emisiones de CO_2 (aunque no necesariamente el de menor crecimiento

económico). Dos de las excepciones son Turquía e India aunque en estos casos es en el 73-79 cuando menos crecen las emisiones y, por lo tanto, también está relacionado con las crisis energéticas. Las otras excepciones son: Grecia, China, Hong Kong, Colombia y Egipto. En los primeros cuatro países el periodo de menor crecimiento de las emisiones es el 92-99. En Egipto es el 85-92.

En resumen, las crisis petrolíferas de los setenta suavizaron coyunturalmente el crecimiento de las emisiones de CO₂ en los países Tipo 2 pero ese impacto no ha sido suficiente para compensar el efecto del crecimiento económico.

Efectos de los acuerdos internacionales. De los países Tipo 2 sólo los de la OCDE94 son países Anexo I de la Convención pero en ninguno de ellos se observa una caída en las emisiones de CO₂ en el periodo 92-99.

Ahora bien, sí es cierto que en la mayoría de los países Tipo 2, sean o no Anexo I, se produce una disminución en el crecimiento de las emisiones en el periodo 92-99 con respecto al periodo anterior pero también lo es que, en general, va ligado a una ralentización del ritmo de crecimiento económico. Podemos citar como excepciones - esto es, países en los se suaviza el crecimiento de las emisiones en este periodo pero no el crecimiento económico- a Grecia, China, India y Taiwán.

En este sentido, cabe resaltar la espectacular reducción del crecimiento de las emisiones en China en el 92-99 (crecen sólo un 0,96) a pesar del fortísimo crecimiento económico (7,85). La clave que explica este hecho es la disminución del cociente E/Y en un 4,83 aunque también debe tenerse en cuenta la disminución en un 1,64 de C/E .

Por tanto, la evolución de las emisiones de CO₂ en los países Tipo 2 en el periodo 92-99 sigue estando muy marcada por el ritmo de crecimiento económico, independientemente de que sean o no firmantes de la Convención.

6.2.3.3. Análisis de los resultados de la descomposición por subperiodos de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre

En el análisis de la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de CO₂, habíamos observado que en los países Tipo 1-A la mayor disminución de las

emisiones (y, en muchos casos, la única) se producía en el periodo 79-85. Esto se debía a que, aunque en general las ratios E/Y y C/E decrecían en todos los periodos, la reducción más importante se producía en el periodo 79-85, lo que se unía a un crecimiento económico moderado. En relación con los países Tipo 1-B, aunque la crisis del 79 habría ejercido una influencia a la baja sobre las emisiones de CO_2 en Checoslovaquia y Hungría, el impacto más destacado era el derivado de la crisis y reestructuración económica posterior a la caída del muro.

En los países Tipo 2, observábamos que, aunque eran raros los países en los que se detectaba algún periodo en el que cayesen las emisiones de CO_2 , en los pocos casos que había, la reducción coincidía con las crisis del petróleo. Además, en general, el 79-85 era el periodo en el que menos crecían las emisiones en los países Tipo 2. Ahora bien, el impacto de las crisis petrolíferas, suavizando el crecimiento de las emisiones, sólo se observaba coyunturalmente debido a que pronto volvía a ejercer su predominio el efecto del crecimiento económico.

En el análisis de la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones de azufre vamos a comprobar que las mayores caídas de las emisiones no están tan directamente relacionadas con las crisis del petróleo de los setenta. La cuestión es, entonces, si lo están con los acuerdos internacionales firmados.

♦ Países Tipo 1-A

En líneas generales, podemos decir que, en los países Tipo 1-A, las disminuciones de las emisiones de azufre son más intensas y se extienden a más periodos que las de las emisiones de CO_2 . Si excluimos el 73-79, las emisiones caen prácticamente en todos los periodos restantes en la mayoría de estos países.

Efectos de la crisis del petróleo de los setenta. El 73-79 resulta ser el periodo en el que menos disminuyen, en general, las emisiones de azufre en los países Tipo 1-A. De hecho, este es el único periodo en el que se observa crecimiento en las emisiones de azufre. Concretamente sucede en Suecia, Francia, Alemania, Dinamarca, Finlandia y Noruega.

Por otro lado, y a diferencia de lo que sucedía con las emisiones de CO₂, no puede decirse que sea el 79-85 el periodo en el que más disminuyen las emisiones de azufre en los países Tipo 1-A. Únicamente en Francia, Bélgica y Holanda se producen las mayores reducciones en ese periodo. En Suecia, Finlandia, Noruega, Austria y Suiza, el periodo en el que más caen las emisiones es en el 85-92. En Alemania, Reino Unido, Dinamarca, Estados Unidos y Canadá es en el 92-99.

En líneas generales domina el efecto *S/E* sobre el resto, de forma que, en todos los países, el periodo en el que más se reducen las emisiones de azufre coincide con la disminución más acusada de este cociente.

Por lo tanto, aunque el año 1979 pudiera marcar un cambio en la dinámica de crecimiento de las emisiones de azufre en los países Tipo 1-A, resulta difícil atribuir las reducciones en las emisiones de azufre exclusivamente a la segunda crisis petrolífera ya que son muchos los países en los que la disminución de las emisiones más pronunciada se observa en periodos posteriores al 79-85.

Efectos de los acuerdos internacionales. Como ya expusimos en el Capítulo 4, en 1979 se firmaba la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia que, inicialmente, no planteaba objetivos obligatorios de reducción de emisiones. Todos los países Tipo 1-A eran firmantes de la Convención.

Posteriormente, con las excepciones del Reino Unido y Estados Unidos, todos los demás países Tipo 1-A firmaron el Protocolo Helsinki de 1985 sobre la reducción de las emisiones de azufre en al menos un 30% como límite en 1993 (utilizando los niveles de 1980 como base). Como ya explicamos en capítulos anteriores, las 21 partes firmantes redujeron sus emisiones en 1993 en más de un 50% en relación con el año 1980. También individualmente las partes cumplieron con el objetivo fijado por el Protocolo.

Con la excepción de Estados Unidos, todos los países Tipo 1-A firmaron el Protocolo de Oslo de 1994. Este Protocolo, que entró en vigor en 1998, fija objetivos concretos de reducción de las emisiones de azufre en un calendario que va desde el año 2000 hasta el 2010. Recordamos que este Protocolo incluye explícitamente consideraciones científicas al incorporar el concepto de carga crítica. En general, los países

Europeos más desarrollados debían reducir sus emisiones para el año 2000 entre un 70 y un 80% respecto a los niveles de 1980, fijándose en general objetivos menores para los cuatro países de cohesión de la Unión Europea (España, Grecia, Irlanda y Portugal) y para los países del Europa del Este¹⁹⁶.

Dada la etapa que estamos analizando (1973-1999), cabría esperar que la influencia de los acuerdos internacionales se reflejase en un decremento de las emisiones más acentuado durante el periodo 85-92 como consecuencia de los compromisos del Protocolo de Helsinki, excepto en el Reino Unido y Estados Unidos que no lo firmaron. Además, también podría notarse en los dos últimos años del periodo el efecto de la entrada en vigor del Protocolo de Oslo. Teniendo todo ello en cuenta, volvemos a agrupar los países en función de la etapa en la que más disminuyen sus emisiones, y distinguimos así tres grupos:

- a) Mayor reducción en la etapa 79-85: Francia, Bélgica y Holanda. En estos tres países se observa que, después de la caída pronunciada del 79-85, se produce una reducción mucho más moderada en el 85-92 para volver a intensificarse en el 92-99 (exactamente lo mismo sucede con la ratio S/E).
- b) Mayor reducción en la etapa 85-92: Suecia, Finlandia, Noruega, Austria y Suiza. Aún así, debemos señalar que la caída de las emisiones de azufre en estos países es ya destacable en el periodo anterior 79-85.
- c) Mayor reducción en la etapa 92-99. Podemos distinguir varios casos dentro de este grupo:
 - c.1.) En Alemania y Dinamarca las mayores disminuciones se observan en el periodo 92-99, aunque ya se percibe un incremento en la reducción de las emisiones en el periodo 85-92. En Dinamarca, de una caída de un 1,63 en el periodo 79-85 pasa a un 8,23 en el 85-92, y la causa de este cambio está en una intensificación del decremento del cociente S/E . Esta ratio disminuye sólo un 0,57 en el periodo 79-85 pero lo hace en un 7,87 en el periodo 85-92.

¹⁹⁶ El Acuerdo de Gotemburgo se firma a finales de 1999, por lo que no podrían verse sus efectos en el periodo que estamos analizando.

En Alemania debemos recordar el posible impacto de considerar los datos de la Alemania unificada.

c.2.) Estados Unidos y Canadá. En puntos anteriores hemos observado en estos dos países un comportamiento diferente al del resto de los Tipo 1-A, con independencia de que hayan sido o no firmantes de los Protocolos de Helsinki y Oslo (como ya hemos dicho Estados Unidos no los habría firmado y Canadá sí), ya que se trata de los dos casos en los que menos han caído las emisiones de azufre y la ratio S/E . En la descomposición por periodos podemos, además, comprobar que en estos dos países no se producen disminuciones bruscas en ninguno de los periodos, al contrario de lo que sucede en el resto de los Tipo 1-A en los cuales hay, al menos, un periodo en el que se observa una reducción superior al 10% (menos en Suiza que se aproximaría con un 9,43%). En Estados Unidos y Canadá la disminución máxima no supera el 3,15%, y en ambos casos se produce en el periodo 92-99. En términos muy similares se explica lo que sucede con la ratio S/E . A esto podemos añadir que en Estados Unidos, país no firmante de los Protocolos, las reducciones en el cociente S/E hasta el periodo 92-99 son inferiores a las de Canadá. Por último, debemos recordar que estos dos países firmaron en 1991 el Acuerdo para la Calidad del Aire, acontecimiento que podría estar relacionado con el hecho de que la mayor disminución de las emisiones se produzca, en ambos casos, en el periodo 92-99.

c.3.) En el Reino Unido la reducción más pronunciada de las emisiones se observa en el periodo 92-99 (14,13%). Aunque también experimentó disminuciones en los periodos anteriores, estas fueron moderadas (no superan el 3,65% del periodo 79-85). Como ya señalamos, el Reino Unido no firmó el Protocolo de Helsinki pero sí el de Oslo.

En resumen, en la mayoría de los países Tipo 1-A, la reducción más importante de las emisiones se produce en periodos posteriores a los de las crisis del petróleo, coincidiendo con la entrada en vigor de compromisos internacionales obligatorios. Por tanto, cabe atribuir a estos un papel muy relevante en el hecho de que el esfuerzo por disminuir las emisiones se mantuviese a lo largo de todo el periodo estudiado.

En relación con lo acontecido en el periodo inmediatamente posterior al *shock* de 1979 (79-85), los datos manejados no nos permiten ser concluyentes sobre si las reducciones que se observan en algunos países en dicho periodo son una consecuencia de la crisis petrolífera o si son ya un fruto de la Convención. Nos inclinamos por atribuir las fundamentalmente a la crisis ya que algunos de los países en los cuales la mayor reducción de las emisiones de azufre se produce en ese periodo se caracterizaron por la adopción de cambios profundos en sus estrategias de política energética para hacer frente al choque petrolífero (por ejemplo, como ya hemos apuntado con anterioridad, los casos de Francia y Bélgica).

♦ Países Tipo 1-B

Efectos de la crisis del petróleo de los setenta. Al igual que sucedía con las emisiones de CO₂, en Checoslovaquia y Hungría parece observarse el impacto de la crisis del 79. En Checoslovaquia, las emisiones comienzan a disminuir en el periodo 79-85, después de crecer en el periodo 73-79. En Hungría las emisiones caen ligeramente en el 73-79 y experimentan reducciones más intensas a partir de esa fecha. Como también sucedía en el caso del CO₂, en Polonia no empiezan a disminuir hasta el periodo 85-92.

Ahora bien, en ninguno de los tres países Tipo 1-B es en el periodo 79-85 cuando más disminuyen las emisiones.

Efectos de la reestructuración económica tras la caída del muro de Berlín. Así como en el caso del CO₂ era en el periodo 85-92 (etapa que coincide con una fuerte contracción del PIB) cuando se producía la mayor caída de las emisiones en los países Tipo 1-B, en el caso del azufre esta es la fase en la que más disminuyen las emisiones únicamente en Hungría.

Tanto en Checoslovaquia como en Polonia, las mayores reducciones de las emisiones de azufre se producen en el periodo 92-99. En Hungría este es el segundo periodo en el que más disminuyen. Debe tenerse en cuenta que el periodo 92-99 coincide con una etapa de expansión económica en los tres países, especialmente en Polonia

(5,38%). Las causas de las disminuciones de las emisiones en este periodo pueden atribuirse a reducciones destacables en la ratio E/Y - especialmente elevada en Polonia (5,66%)-, combinadas con disminuciones en la ratio S/E – destacable en Checoslovaquia (18,97%) que se sitúa así en la línea de los países europeos Tipo 1-A.

Podríamos decir que estamos de nuevo ante los efectos de la reestructuración económica experimentada por los países Tipo 1-B aunque, en el caso de Checoslovaquia, es difícil considerar la importante reducción del cociente S/E exclusivamente como una consecuencia del proceso de cambio estructural, por lo que será necesario tener en cuenta otros factores los cuales analizaremos a continuación.

Efectos de los acuerdos internacionales. Los tres países Tipo 1-B (cuatro, si consideramos la separación entre la República Checa y Eslovaquia) son firmantes de la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de 1979 pero sólo Hungría, la República Checa y Eslovaquia firmaron el Protocolo de Helsinki de 1985 (Polonia no). También la República Checa, Eslovaquia y Hungría han ratificado el Protocolo de Oslo de 1994. Polonia, aunque lo había firmado, aún no lo ha ratificado el 29 de noviembre de 2006. Aunque, en líneas generales, los países de Europa Oriental estaban preocupados por los costes que podrían suponer para ellos estos compromisos, también se trata de países afectados por la lluvia ácida lo que se convertía en un aliciente para la firma.

Dicho esto, resulta difícil determinar en estos países, a tenor de los datos que manejamos, el impacto que sobre la reducción de sus emisiones de azufre puede haber tenido su participación en los acuerdos internacionales. Esto es así por, al menos, dos razones:

- En primer lugar, porque en el periodo 85-92 (Protocolo de Helsinki) estos países sufren una fuerte contracción económica que condiciona la evolución de las emisiones.
- En segundo lugar, porque en el periodo 92-99, como ya hemos señalado, se produce una fuerte reestructuración económica que reduce la ratio E/Y .

Sin embargo, como ya apuntábamos, consideramos insuficientes estos dos argumentos para justificar, por ejemplo, el fuerte decremento del cociente S/E que se produce en Checoslovaquia en el periodo 92-99. Por tanto, cabe pensar que los acuerdos internacionales pueden haber desempeñado algún papel en ello. A esto se suma el hecho de que muchos países de Europa del Este, entre ellos los que hemos seleccionado como Tipo 1-B, firmaron a principios de los noventa acuerdos con la Unión Europea en los que se determinaban las condiciones de acceso. Como consecuencia, la política medioambiental en estos países ha estado muy influida desde entonces por la aproximación a la legislación y compromisos de la Unión Europea.

♦ Países Tipo 2

Como ya se ha comentado, los únicos países Tipo 2 en los que disminuyen las emisiones de azufre en el periodo 73-99 son Italia, Japón e Irlanda. Ahora bien, en lugar de centrarnos exclusivamente en lo sucedido en estos países, hemos estimado oportuno ampliar en este punto el análisis al grupo de países Tipo 2 que, según se desprendía del análisis gráfico realizado en el capítulo anterior, experimentaban una disociación en la relación azufre-PIB en el periodo considerado (a pesar de que, como el resto de los Tipo 2, mantenían una tendencia creciente en su relación CO_2 -PIB hasta el final del periodo). Estos países eran los siguientes: Italia, Japón, Irlanda, España, Taiwán, Corea del Sur, Grecia y Hong Kong¹⁹⁷.

Para facilitar el análisis, distinguiremos entre los países que pertenecen al ámbito europeo y los asiáticos. Nos detendremos algo más en los segundos pues nos interesa conocer las fuerzas motrices que han operado tras la reducción de sus emisiones ya que, a diferencia de los europeos, se trata de países que no han estado influidos directamente por convenios internacionales.

¹⁹⁷ También en Israel y en Egipto se observaba una disociación azufre-PIB en términos per cápita pero, a diferencia de los países mencionados, esa disociación no se mantenía cuando se tomaban los valores absolutos de estas variables. Dado que la descomposición se ha realizado en términos totales, no incluiremos a estos dos países en nuestros comentarios en este punto. Además, recordamos que también en China, India, Sri Lanka y Australia se produjeron caídas en las emisiones de azufre per cápita no acompañadas de reducciones en el PIB, pero, dado que esta situación se observaba solamente a partir de 1996, habíamos considerado que el periodo hasta 1999 era muy breve como para deducir que se había producido una transición.

Países europeos en los que se observa una disociación en la relación azufre-PIB. Como hemos señalado, se trata de Italia, España, Irlanda y Grecia. Los resultados de la descomposición por periodos para estos cuatro países han sido los siguientes:

- En Italia las emisiones de azufre disminuyen en todos los periodos (en la línea de los países Tipo 1-A). La mayor reducción se produce en el periodo 79-85.
- También en Irlanda la mayor caída se produce en el 79-85. En este país, disminuyen las emisiones en el 79-85 y el 92-99 pero crecen en el 85-92.
- En España, las emisiones se reducen en el 85-92 (periodo en el que más disminuyen) y en el 92-99.
- En Grecia sólo caen en el 92-99.
- En todos los casos, las mayores disminuciones están asociadas a la mayor reducción del cociente S/E . Ahora bien, en España y Grecia son las reducciones en ese cociente las únicas que permiten explicar la caída de las emisiones en esos periodos puesto que el cociente E/Y crece.

Sobre la participación de estos países en los acuerdos europeos para la reducción de las emisiones de azufre, podemos recordar que Italia es firmante de la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia y adoptó también los compromisos del Protocolo de Helsinki y del Protocolo de Oslo; España, Irlanda y Grecia firmaron la Convención pero no el Protocolo de Helsinki aunque sí firmaron, posteriormente, el de Oslo.

Como ya vimos (Capítulo 4, *supra*), los cuatro países mencionados no consideraban la acidificación como una cuestión prioritaria en sus agendas cuando se acuerda el Protocolo de Helsinki. De hecho, los países de cohesión europea¹⁹⁸ no lo firmaron pero, aún así, España e Irlanda cumplieron con el objetivo fijado en dicho Protocolo¹⁹⁹.

¹⁹⁸ España, Irlanda, Grecia y Portugal.

¹⁹⁹ Según el resumen del informe de la Agencia Europea de Medio ambiente titulado *Medio ambiente en Europa: segunda evaluación* “El objetivo del primer protocolo del CLRTAP sobre el azufre, de reducir en un 30 por ciento las emisiones de 1993 tomando como punto de partida las de 1980, se cumplió en los 21 países signatarios, así como en otros cinco países que no eran parte del protocolo. No obstante, en algunos países europeos (por ejemplo, Portugal y Grecia) las emisiones de azufre no se redujeron hasta el mismo nivel durante ese periodo” en <http://reports.es.eea.eu.int/92-9167-087-1/es/page014.html> (consulta 11/12/06).

Teniendo en cuenta los datos observados, podemos decir que en Italia, como en los países Tipo 1-A de Europa Occidental, al efecto que puedan haber tenido sobre las emisiones de azufre las medidas de política energética adoptadas tras las crisis petrolíferas de los setenta, hay que añadir el derivado del compromiso de reducción que se hace explícito en la ratificación de acuerdos internacionales cada vez más exigentes. En general, las mayores reducciones de las emisiones de azufre en Italia se atribuyen a la sustitución del carbón por gas natural.

Por su parte, en los tres países de cohesión considerados (España, Irlanda y Grecia), las actuaciones para la reducción de emisiones de azufre han sido una consecuencia, principalmente, de su adaptación a las normativas comunitarias²⁰⁰, efecto que se ha sumado a las reducciones colaterales derivadas de sus políticas energéticas. Con ánimo de no extendernos más en la cuestión, remitimos al Apéndice 4 donde presentamos una descripción algo más detallada de las estrategias de reducción de las emisiones de azufre en estos tres países.

Países asiáticos en los que se observa una disociación en la relación azufre-PIB. Como ya adelantamos, vamos a detenernos algo más en lo sucedido en los países asiáticos ya que, al contrario de lo observado en el ámbito europeo, no existen ni protocolos ni instituciones supranacionales regionales que hayan ejercido presión para la adopción de medidas y, por tanto, no hay evidencia de un impulso común que pueda haber influido en sus estrategias.

Como ya se ha apuntado, los países de este grupo son Japón, Corea del Sur, Taiwán y Hong Kong. Los resultados de la descomposición por periodos en estos cuatro países pueden sintetizarse en:

- En Japón, las disminuciones importantes se producen en 73-79 y 79-85, como consecuencia de reducciones notables en la ratio S/E ; en el periodo 85-92 crecen las emisiones, y disminuyen ligeramente en 92-99, aunque en este último periodo puede haber sido decisiva la ralentización del crecimiento económico.

²⁰⁰ Recuérdese que Irlanda se incorpora a la CEE en 1973, Grecia en 1981 y España y Portugal en 1986.

- En Taiwán y Corea del Sur las únicas reducciones de las emisiones de azufre se producen en el periodo 92-99. En Hong Kong es en el 92-99 el primer periodo en el que disminuyen después del fuerte incremento del periodo 79-85. En los tres casos se debe fundamentalmente a la importante reducción de S/E , ya que el cociente E/Y crece en Corea del Sur y Hong Kong y en Taiwán aunque disminuye lo hace muy ligeramente (0,56).

Procedemos a analizar qué actuaciones pueden explicar esa evolución de las emisiones. Con tal fin, hemos comenzado examinando las medidas que se han aplicado en estos países para el control de las emisiones de azufre, lo que nos ha permitido observar que existe una elevada coincidencia temporal entre el comienzo de la reducción de las emisiones y la fecha en la que se introducen instrumentos económicos o regulaciones más estrictas. Dicho esto, nos interesa dar un paso más y ahondar en los motivos por los cuales se han adoptado esas medidas. Para ello, analizaremos más detenidamente lo sucedido en Japón y Corea del Sur, ya que en estos dos casos disponemos de mayor información. Aún así, ofrecemos una breve descripción de las medidas aplicadas en Taiwán y en Hong Kong en el Apéndice 5.

En Japón, aunque coinciden los periodos de máxima reducción de las emisiones de azufre con las crisis petrolíferas, debemos tener en cuenta que, como observábamos en el análisis gráfico, el nivel máximo de emisiones, tanto per cápita como totales, se produce en 1970, y experimentan, a partir de esa fecha, una fuerte disminución (recordamos, además, que la curva azufre-PIB, per cápita, era prácticamente una V invertida). Por ello, cabe plantearse si se produce algún evento que permita explicar esta trayectoria de las emisiones en Japón.

En este sentido, hay que considerar que, durante los sesenta, después del rápido crecimiento económico experimentado por Japón, comenzaron a detectarse daños sobre la salud de la población derivados de la contaminación industrial²⁰¹. A pesar de ello, el gobierno parecía seguir dando prioridad al crecimiento económico pero los movimientos anticontaminación se extendieron por todo el país durante la segunda

²⁰¹ Los dos casos más conocidos son el de Minamata, en el que algunos de los habitantes de esta ciudad sufrieron daños cerebrales por haber ingerido pescados contaminados con metilmercurio, y Yokkaichi, donde, en 1967, 12 personas con asma demandaron a empresas del complejo petroquímico por perjuicios a la salud causados supuestamente por las emisiones de dióxido de azufre.

mitad de los sesenta presionando a los gobiernos locales a adoptar medidas, lo que condujo a que, finalmente, el gobierno central aprobase la Ley Básica de Control de la Contaminación en 1967²⁰². En 1968, el gobierno aprobó la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica la cual fue revisada, por primera vez, en 1970²⁰³ para incorporar normas más exigentes. Pronto las regulaciones impuestas sobre las emisiones de azufre fueron reconocidas como las más estrictas del mundo y se realizaron inversiones masivas en medidas preventivas como la instalación de equipos de desulfuración. Además, se investigó en el desarrollo de nuevas tecnologías para la prevención de la contaminación. Como resultado, Japón se convirtió en un líder mundial en la manufactura de filtros de desulfuración para instalaciones industriales.

Por tanto, a tenor de lo expuesto, cabe atribuir la disminución de las emisiones de azufre en Japón, al menos en su mayor parte, a la aplicación de medidas para reducir las emisiones. A su vez, estas medidas fueron una respuesta a las demandas ciudadanas cada vez más exigentes (espoleadas por los movimientos anticontaminación) ante la percepción de los daños que provocaba la contaminación sobre la salud humana.

Con respecto a Corea del Sur, en el análisis gráfico del capítulo anterior observábamos que alcanzaba sus emisiones de azufre máximas, tanto per cápita como totales, en 1990. Al igual que en el caso anterior, esta fecha está ligada a normativas más exigentes como vamos a comprobar a continuación.

Aunque la primera ley medioambiental en Corea puede considerarse la Ley de Prevención de la Contaminación de 1963, sus artículos carecían de medidas reguladoras y de aplicabilidad según el Ministro de Medio Ambiente²⁰⁴. Según esta fuente, el desarrollo y aplicación de las políticas ambientales en la República de Corea están íntimamente ligados a la percepción pública de los problemas medioambientales. Por ello, la mayor preocupación de los ciudadanos por el medio ambiente llevó a sustituir la Ley de Prevención de la Contaminación por la Ley de Preservación Medioambiental de 1977, cuyo objetivo era prevenir la contaminación medioambiental. Sin embar-

²⁰² Morishima, Akio (1999): "Japan's environmental policies amid a changing global landscape" en <http://www.nira.go.jp/publ/review/99summer/mori.html> (consulta 11/12/06).

²⁰³ Posteriormente volvería a ser revisada en 1996.

²⁰⁴ Ministry of Environment (Republic of Korea) (2001): "Environmental Laws of the Ministry of Environment" en <http://unpan1.un.org/intradoc/groups/public/documents/APCITY/UNPAN009445.pdf> (consulta 11/12/06).

go, la rápida industrialización coreana de los setenta y ochenta, que dio un importante papel a la industria química y pesada y a las petroquímicas, deterioró aún más las condiciones medioambientales, por lo que se consideró necesario tratar separadamente cada una de las fuentes de contaminación. Por ello en 1990 la Ley de Preservación Medioambiental se dividió en seis leyes, entre ellas la Ley Básica de Política Medioambiental, la Ley de Preservación de la Calidad del Aire y la Ley de Preservación de la Calidad del Agua. La Ley Básica de Política Medioambiental puede considerarse la base de todas las leyes medioambientales coreanas pues establece los objetivos y directrices de las políticas medioambientales. Las leyes de Preservación de la Calidad del Aire y de la Calidad del Agua fijan estándares específicos de emisiones de contaminantes y multa las descargas ilegales. Según el Ministro de Medio Ambiente, estas leyes reflejan los problemas medioambientales más importantes que padece el público. Como resultado, las emisiones de SO₂ sufrieron una considerable reducción en 1993 debido al aumento del uso de combustibles bajos en azufre²⁰⁵.

Resulta en este punto de interés el análisis que Chung-in y Sung-hack (2003) hacen de la aparición de la nueva política medioambiental en Corea del Sur. Según estos autores, Corea del Sur fue, en su momento, un claro ejemplo del *tradeoff* entre crecimiento y medio ambiente. El ambicioso plan de industrialización de los setenta generó como subproductos el agravamiento de las desigualdades sociales, regímenes políticos represivos, escasez de recursos y degradación medioambiental. De hecho, Corea del Sur experimentó una importante degradación ambiental durante los setenta y los ochenta. Ahora bien, estos autores resaltan también como sorprendente la reversión de esas tendencias desde mediados de los ochenta, de forma que la calidad medioambiental media ha mejorado a lo largo del tiempo desde 1985, especialmente los indicadores relacionados con la calidad del aire. La explicación a este hecho estaría en un cambio en el paradigma social que favoreció el incremento de la concienciación de los ciudadanos sobre las cuestiones medioambientales. Concretamente, los cambios democráticos²⁰⁶, la expansión de la sociedad civil y de las organizaciones no gubernamentales (ONGs), habrían aumentado el poder de negociación política de las

²⁰⁵ Posteriormente ha seguido el desarrollo de la legislación medioambiental en Corea del Sur pero nos limitamos a exponer lo que pudo haber resultado relevante para los contaminantes y el periodo analizado.

²⁰⁶ Corea de Sur atravesó su transición democrática en 1987.

ONGs medioambientales facilitando, así, los cambios en la política medioambiental surcoreana.

Según Chung-in y Sung-hack (2003, p. 57), el periodo 1987-1992 sería el de despegue de los movimientos medioambientales en Corea del Sur. La transición democrática destruyó las barreras políticas y sociales que dificultaban la activación de los movimientos medioambientales. Estos autores señalan cuatro grandes cambios estructurales de las políticas medioambientales en este periodo. En primer lugar, la proliferación de ONGs más competentes, mejor organizadas y con más fondos. A ello hay que añadir que el gobierno ya no podía manipular la información medioambiental. En segundo lugar, las víctimas de los daños medioambientales cambiaron su actitud. De estar preocupadas por la compensación financiera y por la relocalización, pasaron también a exigir soluciones estructurales y medidas preventivas. Además, comienzan a aliarse con las ONGs. En tercer lugar, los medios de comunicación se preocupan más por las cuestiones medioambientales. Por último, el gobierno presta más atención a las presiones públicas, en parte, por la apertura democrática y, en parte, por las estrategias más sofisticadas de las ONGs.

A partir de 1992, fecha de la Cumbre de Río, se inicia la etapa que estos autores denominan de maduración. Durante este periodo, las ONGs no sólo establecen alianzas nacionales sino que se forman alianzas internacionales. La cada vez mayor capacidad de negociación de las ONGs provoca, además, un cambio importante desde la protesta y la oposición a la colaboración con el gobierno en el desarrollo de medidas preventivas. A todo esto hay que añadir que, según recogen Chung-in y Sung-hack (2003, p. 66), la OCDE se ha convertido en la mayor fuerza motriz en los cambios de la política medioambiental coreana desde que ingresó en 1996. Además, Corea del Sur ha firmado diversos acuerdos medioambientales internacionales que han obligado al gobierno surcoreano a ir adoptando estándares medioambientales.

Aún así, siguiendo a estos autores, el futuro de la política medioambiental en Corea del Sur dependerá de cómo el estado se enfrente a las paradojas que plantea la globalización la cual, por una parte, presiona para reducir las exigencias medioambientales con el fin de atraer a la inversión extranjera y mejorar la competitividad internacional y, por otra, exige estándares medioambientales cada vez más estrictos a través de la coordinación y cooperación internacional. En ese proceso Corea debe

abandonar la inercia de país en desarrollo para adaptarse a las condiciones que internacionalmente se exigen a los países desarrollados.

Nos hemos detenido algo más en el trabajo de Chung-in y Sung-hack (2003) porque muestra las condiciones sociales, políticas y económicas que han confluído para que pudiera romperse la trayectoria creciente entre el crecimiento económico y algunos indicadores de deterioro medioambiental, condiciones estas que coinciden con muchas de las que se han ido evidenciando a lo largo de nuestro estudio.

6.2.4. CONCLUSIONES DE LA DESCOMPOSICIÓN CON DATOS AGREGADOS

En el análisis gráfico del capítulo anterior, habíamos detectado una transición en la relación CO₂-PIB (per cápita) en los países Tipo 1 que se producía, en los Tipo 1-A, a raíz de las crisis petrolíferas de los setenta (especialmente la del 1979) y, en los Tipo 1-B, con la caída del muro de Berlín (aunque en algunos de estos últimos también se observaba el efecto de la crisis de 1979). También estos acontecimientos parecían haber influido en la disociación entre las emisiones de azufre y el PIB per cápita aunque, en este caso, era necesario analizar más detenidamente los efectos de los acuerdos internacionales y de las políticas internas. Para determinar con mayor precisión el papel de esos otros factores hemos llevado a cabo el análisis de descomposición.

Nuestro análisis de descomposición se ha centrado en la búsqueda de las explicaciones de primer nivel que comparten los países que han experimentado transiciones en sus trayectorias emisiones-PIB (y que los diferenciarían del resto) con el objetivo de estudiar qué actuaciones han resultado más eficaces en la ruptura de la relación creciente entre ambas variables.

♦ Conclusiones de la descomposición para todo el periodo (desde 1973 hasta 1999)

En la descomposición llevada a cabo para todo el periodo (1973-1999), hemos llegado a las siguientes conclusiones:

- 1) Los países en los que disminuyen las emisiones de azufre —esto es, todos los países Tipo 1 más Italia, Japón e Irlanda— son aquellos en los que las emisiones de CO₂ también decrecen o crecen menos que en el resto. Esto apunta a la existencia de factores que afectan en igual sentido a los dos tipos de emisiones, lo que no es extraño dado que ambos dependen del uso de combustibles fósiles. De hecho, hemos observado que el ritmo de crecimiento económico es uno de esos factores ya que los países con menor incremento o con decremento de las emisiones se caracterizan por crecimientos económicos más moderados. Como excepciones a esta norma figuran los países de cohesión de la UE-14 (Irlanda, España, Grecia y Portugal); Irlanda, porque, a pesar de que su crecimiento económico dista de ser moderado, disminuyen las emisiones de azufre; los otros tres países por la situación contraria ya que sufren incrementos en las emisiones muy superiores a los de otros países de la OCDE94 que experimentan crecimientos del PIB similares.
- 2) Aunque existen factores que afectan por igual a ambos tipos de emisiones, también se observa que, en casi todos los países, las emisiones de azufre crecen considerablemente menos (o decrecen considerablemente más) que las de CO₂ a lo largo del periodo. La explicación a esta diferencia que nos permite detectar nuestro análisis de descomposición está en la distinta evolución de los cocientes C/E y S/E : el cociente entre las emisiones de azufre y el consumo de energía decrece notablemente más que el cociente entre las emisiones de CO₂ y el consumo de energía. Las variaciones en estos cocientes recogen el impacto tanto del cambio en la combinación de fuentes de energía utilizadas como del uso de tecnologías para reducir la contaminación al final del proceso (aunque en el caso del carbono no existían en el periodo estudiado este tipo de tecnologías asequibles).
- 3) En el caso de las emisiones de CO₂, hemos observado que los países en los que decrecen o crecen menos las emisiones (Tipo 1 más Italia y Japón) se diferencian del resto en que en ellos se combinan las siguientes condiciones: un crecimiento económico moderado y decrementos en los dos cocientes, C/E y E/Y . En estos países ha disminuido, en promedio, algo más el cociente E/Y que el C/E . A pesar de ello, los países en los que efectivamente han caído las emisiones de CO₂ se caracterizan por ser los que han experimentado un crecimiento económico menor y una reducción mayor del cociente C/E que, en algunos casos, se suma a una contrac-

ción también importante del cociente E/Y y, en otros, como Suecia y Francia, es el componente fundamental de la reducción de las emisiones. Dado que la variación en el cociente C/E recoge básicamente el efecto de un cambio en la combinación de combustibles, las características anteriormente expuestas revelan la importancia de tal cambio en el logro de un decremento duradero de este tipo de emisiones, incluso aunque se hayan mejorado la estructura productiva y la eficiencia energética. Ahora bien, si esa contracción de la ratio C/E se debe a un incremento del peso de la energía nuclear (como sucede en Suecia y Francia), no se puede interpretar como una respuesta a la demanda de calidad ambiental de los ciudadanos sino más bien como la consecuencia de una estrategia de política energética. En cuanto a los países Tipo 2, predomina, en general, el efecto del fuerte crecimiento económico (muy especialmente en los asiáticos), a lo que se une el hecho de que en muy pocos casos coinciden tasas de crecimiento negativas en las dos ratios, C/E y E/Y .

- 4) En el caso del azufre, los países en los que disminuyen las emisiones en el periodo 73-99 son los Tipo 1 más Italia, Japón e Irlanda. Se caracterizan, en general, por crecimientos económicos moderados (excepto Irlanda) y por decrementos en los dos cocientes, E/Y y S/E . Especialmente destacable en estos países es la disminución del cociente S/E (muy superior a la del cociente C/E) que se convierte en el efecto dominante en la caída de las emisiones de azufre. En general, en los países en los que se han reducido las emisiones de azufre se han producido caídas en la ratio S/E muy superiores a las del resto. A esta norma habría que plantear tres excepciones, que son: la ligera reducción de esa ratio en Polonia (país en el que disminuyen las emisiones) y la importante caída que experimenta dicho cociente en Taiwán y Corea del Sur (países en los que aumentan las emisiones). Las disminuciones en este cociente, S/E , son notablemente mayores en los países europeos Tipo 1 más Italia y Japón (exceptuando a Polonia) que en los dos países norteamericanos, lo que tiene su reflejo en el hecho de que la caída de las emisiones es también menor en estos últimos. En relación con los países Tipo 2 (excepto Italia, Japón e Irlanda), hay un predominio del efecto crecimiento económico que llega a compensar incluso las importantes reducciones del cociente S/E experimentadas por Taiwán y Corea del Sur.
- 5) Hemos comenzado señalando que, en general, los países en los que más crecen las emisiones (tanto de CO_2 como de azufre) se caracterizan por un mayor crecimiento

económico con la excepción de los países de cohesión de la UE-14. Centrándonos en estas excepciones, hemos observado que aunque las tasas de crecimiento económico en España, Grecia y Portugal son similares a las de muchos países del grupo formado por los Tipo 1 más Italia y Japón, el crecimiento de sus emisiones es considerablemente mayor. Esto se debe, en parte, a que son los únicos países de la OCDE94 (junto con Turquía y Suiza) en los que crece el cociente E/Y , lo que se suma al efecto del crecimiento del PIB. A esto hay que añadir que, por un lado, en estos tres países el cociente S/E decrece pero considerablemente menos que en la mayoría de los países OCDE94 y, por otro, el cociente C/E llega incluso a aumentar en Grecia y Portugal (que son, junto con Turquía, los únicos países OCDE94 en los que crece el cociente C/E y, de hecho, son estos los tres únicos países de todos los Tipo 1 y 2 que tienen todas las tasas de la descomposición de las emisiones de CO_2 positivas). En el caso contrario se encuentra Irlanda, pues se trata de un país con elevado crecimiento económico con un crecimiento moderado de las emisiones de carbono e incluso un decremento en las de azufre. Irlanda es uno de los países con mayor decremento del cociente E/Y , explicado, en parte, por la importante disminución del consumo energético de la industria por unidad de PIB.

♦ Conclusiones de la descomposición por subperiodos

De la descomposición por subperiodos hemos obtenido las siguientes conclusiones.

A) Caso del CO_2 :

- 1) En el caso del CO_2 , la descomposición por periodos confirma la importancia de la crisis de 1979 en la evolución de las emisiones en los países Tipo 1-A ya que en ellos las emisiones o bien sólo disminuyen en el periodo 79-85 o bien es este el periodo en el que más se reducen. La explicación residiría en el hecho de que, aunque en general en los países Tipo 1-A el crecimiento de las ratios E/Y y C/E es negativo en casi todos los periodos, la disminución más importante de ambas se pro-

duce en el 79-85, lo que se une a una moderación del crecimiento económico.

- 2) La crisis de 1979 tuvo un impacto más decisivo que la de 1973 en la evolución de la trayectoria CO₂-PIB por varias razones: en primer lugar, la fuerte rigidez de la demanda de petróleo a corto y medio plazo; en segundo lugar, porque la depresión económica posterior a la crisis de 1979 fue más aguda, lo que redujo significativamente el consumo energético; en tercer lugar, porque las medidas de ahorro energético previamente adoptadas comenzaban a dar resultados; y, en cuarto lugar, porque el carácter aleatorio de las subidas de precios del petróleo en los primeros años de la crisis no estimuló el desarrollo de nuevas fuentes de suministro energético. Por su parte, el carbón no recibió el impulso esperado ante el encarecimiento del petróleo por varios motivos entre los cuales cabe destacar el hecho de que la sustitución del carbón por otros combustibles, llevada a cabo durante la etapa anterior a las crisis, resultase irreversible en muchos sectores económicos por razones técnicas, económicas y de seguridad.
- 3) Aunque también se observan los efectos de la crisis de 1979 sobre la relación CO₂-PIB en Checoslovaquia y Hungría, la descomposición por periodos corrobora que el mayor impacto sobre las emisiones de CO₂ en los países Tipo 1-B procede de la reestructuración económica experimentada tras la caída del muro. La disminución de las emisiones en estos casos se produce, inicialmente (periodo 85-92), como consecuencia de una fuerte contracción del PIB unido a un cambio en la combinación de combustibles. Esa reducción de las emisiones continúa en el periodo siguiente (92-99) a pesar de que ya ha cesado la caída del PIB. Durante este periodo, la reducción de las emisiones se debe fundamentalmente a una disminución del cociente E/Y que puede estar recogiendo tanto el efecto de un cambio estructural como el de mejoras tecnológicas.
- 4) En relación con los países Tipo 2, son raros los casos en los que se encuentra algún periodo en el que disminuyan las emisiones de carbono y, cuando tal sucede, coincide con las crisis del petróleo de los setenta. En general, las crisis petrolíferas de los setenta suavizaron temporalmente el crecimiento de las emisiones de CO₂, pero ese impacto no resultó suficiente para compensar el efecto del crecimiento económico.

- 5) A pesar de que todos los países Tipo 1 y los OCDE94 del Tipo 2 son países Anexo I del Convenio sobre el Cambio Climático, no parece que esto haya repercutido en una disminución de sus emisiones en el periodo 92-99.

B) Caso del azufre:

- 6) A diferencia de lo que sucede con las emisiones de CO₂, no es en el periodo 79-85 cuando más disminuyen las emisiones de azufre en los países Tipo 1-A sino que las caídas más importantes se producen en periodos posteriores (las únicas excepciones son Francia, Bélgica y Holanda). De este hecho se deduce que, aunque en estos países el año 1979 pudiera marcar un cambio en la dinámica de crecimiento de este tipo de emisiones, no es posible atribuir esas reducciones exclusivamente a la segunda crisis petrolífera. La explicación a tales disminuciones procede de la combinación (diferente en cada país) de tres tipos de actuaciones: inicialmente, los efectos de las medidas de política energética adoptadas como respuesta a las crisis de los setenta (por ejemplo, la reducción del peso de los combustibles fósiles en el suministro energético por el incremento de la energía nuclear); en un segundo paso, la aplicación, en algunos países, de medidas para el control de las emisiones ante las demandas sociales; y, el tercer paso, la adopción de acuerdos internacionales con compromisos obligatorios de reducción, los cuales involucran a un mayor número de países (por ejemplo, considerando el periodo que analizamos, el Protocolo de Helsinki de 1985 y el Acuerdo norteamericano para la Calidad del Aire de 1991). En todos los países Tipo 1-A el periodo en el que más disminuyen las emisiones de azufre coincide con la caída más acusada del cociente *S/E*.
- 7) En el caso de los países Tipo 1-B, a diferencia de lo que sucedía con las emisiones de CO₂, no es el periodo en el que acontece la caída del muro (85-92) aquel en el que más se reducen las emisiones de azufre, a pesar de caracterizarse por una fuerte contracción del PIB. Sólo ocurre esto en Hungría. En Checoslovaquia y Polonia las mayores disminuciones de las emisiones de azufre se producen en el periodo 92-99, etapa que, por el contrario, coincide con una expansión económica. El decremento de las emisiones de azufre en este periodo se puede atribuir a reduccio-

nes destacables del cociente E/Y combinadas con caídas del cociente S/E , estas últimas especialmente importantes en Checoslovaquia. Por tanto, aunque haya tenido un gran peso el proceso de reestructuración económica, hay que considerar que las disminuciones importantes del cociente S/E puedan estar también influidas por los acuerdos internacionales firmados. En este sentido, aunque hay que tener en cuenta que Hungría, la República Checa y Eslovaquia son firmantes del Protocolo de Helsinki, cabe destacar el papel que ha desempeñado la firma de las condiciones de acceso de estos países a la Unión Europea a principios de los noventa. Este hecho ha supuesto que la política medioambiental en los países Tipo 1-B haya estado, desde entonces, muy condicionada por la aproximación a la legislación y compromisos de la Unión Europea.

- 8) En cuanto a los países Tipo 2, apuntábamos en el análisis gráfico del capítulo anterior que en algunos de ellos se detectaba una disociación en la relación azufre-PIB que no se observaba en el caso de las emisiones de CO_2 . Los países en los que la disociación se producía tanto en términos per cápita como en magnitudes totales eran los siguientes: Italia, Japón, Irlanda, España, Taiwán, Corea del Sur, Grecia y Hong Kong. En los tres primeros casos, la mayor disminución de las emisiones se produjo en el periodo 79-85; en España, la primera caída de las emisiones se aprecia en nuestro análisis en el 85-92 (aunque, en realidad, la disminución comienza ya a partir de 1980); en el resto, la primera reducción se observa en el 92-99. En general, predomina de nuevo el efecto de la contracción del cociente S/E . En Irlanda y España, a las secuelas iniciales de las decisiones de política energética consecuencia de las crisis de los setenta, se han ido sumando, cada vez con mayor peso, los efectos de las medidas de política ambiental derivadas, principalmente, de sus compromisos con la Unión Europea. También la adaptación a las normativas comunitarias podría ser la clave de las actuaciones en Grecia. Por su parte, un análisis de lo acontecido en los países asiáticos nos ha permitido observar que el periodo en el que más disminuyen las emisiones coincide con la adopción de medidas medioambientales más estrictas. Estas han sido el fruto, por un lado, de demandas sociales cada vez más exigentes ante la mayor presencia pública de los daños provocados por la contaminación (como se observa en el caso de Japón) y, por otro, de las exigencias derivadas de la pertenencia a organismos supranacionales.

- 9) En cualquier caso, en un marco internacional en el que los procesos globalizadores presionan para que se reduzcan los estándares medioambientales con el fin de mejorar la competitividad vía precios, la otra cara de la globalización, esto es, los acuerdos de carácter internacional y los requerimientos de determinadas organizaciones internacionales, puede funcionar como contrapeso en las decisiones de política medioambiental de los gobiernos. El caso de Corea del Sur nos ha permitido comprobar, por un lado, el efecto impulsor ejercido por la participación en organizaciones internacionales con estándares medioambientales más exigentes (en este caso, la OCDE) y, por otro, la importancia de las instituciones democráticas en el desarrollo y aplicación de las políticas medioambientales.

6.3. DESCOMPOSICIÓN ECONOMETRICA

El análisis de descomposición desarrollado en los epígrafes anteriores nos ha permitido evaluar la contribución en la disminución de las emisiones de los tres efectos que hemos denominado explicaciones de primer nivel que son: el efecto escala, el efecto composición y el efecto tecnológico.

Sin embargo, las limitaciones de la técnica de descomposición utilizada nos han impedido ser más precisos al tratar de valorar la influencia que han ejercido, tanto sobre el crecimiento de las emisiones como sobre los efectos mencionados, algunos factores relacionados con la evolución del mercado energético –significativos dada la naturaleza de los contaminantes considerados–, como son la variación de los precios de la energía y el aumento del peso de la energía nuclear.

Es por ello que hemos ampliado nuestro análisis con la estimación de un modelo econométrico para la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones en el cual incluimos como posibles variables explicativas los dos factores anteriormente mencionados, además de otras variables que hemos juzgado relevantes para explicar el crecimiento de las emisiones estudiadas. Como ya hemos expuesto con anterioridad, nos hemos decidido por la estimación de un modelo econométrico porque nos permite superar el carácter meramente descriptivo de las explicaciones de primer nivel proporcionadas por las restantes técnicas de descomposición, ya que admite la in-

clusión de variables explicativas que podrían considerarse de segundo nivel en la medida que explican los acontecimientos del primero.

Presentaremos el modelo y los resultados de la estimación en el epígrafe 6.3.3, pero antes, procederemos a comentar brevemente algunos trabajos que, dentro de la literatura CKA y de los análisis de descomposición, han considerado explícitamente el impacto sobre las emisiones de las variables relativas a la energía antes mencionadas, y añadiremos algunas consideraciones al respecto.

6.3.1. EL IMPACTO DE LOS PRECIOS DE LA ENERGÍA

A lo largo de nuestro trabajo, hemos hecho mención, sin detenernos en ello, a tres estudios que han analizado el impacto de las variaciones en los precios de la energía sobre las emisiones, que son: Agras y Chapman (1999); Greening *et al* (1998); y de Bruyn *et al* (1998). El primero de ellos estima un modelo CKA; los dos siguientes son análisis de descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones: con índices y econométrica, respectivamente. Los tres trabajos citados consideran, entre otras cuestiones, el efecto de los precios de la energía sobre las emisiones de CO₂ y, únicamente el último de ellos, sobre las de azufre. Recogemos a continuación sus principales aportaciones sobre el tema que nos ocupa.

En el Capítulo 2²⁰⁷ hacíamos referencia al estudio de Agras y Chapman (1999). Estos autores proponían en el modelo (2.11) una relación CKA dinámica (utilizando para ello una formulación autorregresiva con retardos distribuidos) para dos indicadores que actuaban como variables dependientes: el consumo energético y las emisiones de CO₂²⁰⁸. El modelo (2.11) incluía efectos fijos de tiempo los cuales, en una segunda estimación, fueron sustituidos por una variable que recogía el precio de la energía (utilizaban como variable precios los precios de la gasolina en Estados Unidos)²⁰⁹.

²⁰⁷ Apartado 2.3.2.4.

²⁰⁸ La muestra seleccionada incluye datos entre 1970 y 1989 para los siguientes países: Argentina, Australia, Austria, Bangladesh, Brasil, Canadá, Chile, China, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Hong Kong, Islandia, India, Indonesia, Italia, Japón, Kenia, Corea, Malasia, México, Holanda, Noruega, Pakistán, Portugal, España, Suecia, Tailandia, Turquía, Reino Unido, Estados Unidos y Zimbabwe.

²⁰⁹ El modelo con los precios de la energía es denominado “modelo preferido” por los autores.

Previamente habían observado que, si se representaban en un gráfico los movimientos de los precios de la energía y los coeficientes de los efectos tiempo estimados con el modelo (2.11) con el consumo energético como variable dependiente, se podía concluir que: “es obvio que la inclusión de variables para años individuales captura el cambio en los precios de la energía (gasolina) en el periodo. Hay una correlación inversa obvia entre los coeficientes y los precios de la energía” (Agras y Chapman, 1999, p. 272).

Los resultados obtenidos para el CO₂ en esa segunda estimación eran sólidos (también para el consumo energético), y con los signos esperados. Las elasticidades-precio para el CO₂ a corto y largo plazo eran, respectivamente, -0,08 y -0,49. Las elasticidades-renta fueron 0,07 y 0,41.

Estos autores concluían que los precios de la energía eran un indicador importante de la demanda de energía y, por tanto, de las emisiones de carbono. El aumento de dichos precios sería así una de las pocas medidas que reduciría los niveles globales de la contaminación con origen en la energía. Esto sucedería porque, si tal incremento tiene efectos internacionales, no provocaría un efecto desplazamiento sino que actuaría mejorando la eficiencia energética global.

Por su parte, Greening *et al* (1998) utilizan un método de descomposición basada en índices (el método del índice Divisia ponderado adaptativo modificado) para descomponer los cambios en la intensidad agregada de carbono (emisiones de carbono/PIB) en cuatro factores que son: 1) cambios en la participación de los subsectores en la industria manufacturera, 2) cambios en la intensidad energética de los subsectores, c) cambios en la combinación de combustibles utilizados por los subsectores y 4) cambios en las emisiones de carbono derivados de la mezcla de combustibles primarios utilizados en la generación de electricidad^{210 211}.

²¹⁰ Los combustibles primarios que pueden utilizarse para la generación de electricidad son: petróleo, gas, carbón, biomasa, nuclear, hidráulica y otros renovables.

²¹¹ En realidad, lo que debería recogerse es el cambio en las emisiones de carbono derivados de todas las fuentes de energía –las fuentes finales de energía consideradas son: petróleo, gas, carbón, electricidad, calefacción urbana y madera- y no sólo de la electricidad. Ahora bien, como, para estimar las emisiones de carbono, estos autores utilizan coeficientes de emisiones para cada tipo de combustible que se asumen constantes a lo largo del tiempo, sólo es posible captar el cambio en el coeficiente de emisiones de la electricidad que depende de las variaciones en la mezcla de combustibles utilizada en la producción de electricidad.

Aplican esta descomposición para la intensidad de carbono agregada de la manufactura en 10 países de la OCDE²¹² durante el periodo 1971-1991. Además, con el fin de observar el posible efecto de la variación de los precios de la energía sobre las principales variables relacionadas con la descomposición, Greening *et al* realizan un análisis de las mismas diferenciando, como ya apuntábamos en el apartado 6.2.3.1, cuatro periodos, los cuales se corresponden con diferentes fases del precio de la energía: 1) 1971-1973, periodo anterior al primer choque petrolífero caracterizado por bajos precios de la energía; 2) 1973-1979, periodo en el que, en general, se incrementan los precios de la energía; 3) 1979-1985, periodo posterior al segundo choque petrolífero con precios de la energía aún más elevados; y 4) 1985-1991, periodo con precios energéticos fluctuantes pero, en cualquier caso, inferiores a los de los dos periodos anteriores.

Aunque el estudio de estos autores se ciñe, como hemos indicado, a la industria manufacturera, puede resultar de interés recoger algunas de las principales conclusiones sobre el impacto de los precios de la energía que se pueden extraer del mismo, las cuales resumimos a continuación:

- 1) A lo largo de todo el periodo de análisis (1971-1991), los niveles de emisiones de carbono generados por la industria manufacturera cayeron en la mayoría de los países, con la excepción de Dinamarca, Finlandia, Italia y Japón, donde los niveles de emisiones en 1991 eran aproximadamente los mismos que en 1971. También las intensidades de carbono agregadas han disminuido en el sector manufacturero en los 10 países OCDE considerados durante el periodo 1971-1991. Las mayores disminuciones han sido: un 72% en Suecia y ligeramente por encima del 50% en Francia, Noruega, Japón y Estados Unidos.
- 2) Las emisiones de carbono y la intensidad agregada del carbono cayeron significativamente durante los dos periodos en los que los precios de la energía se incrementaron rápidamente.

²¹² Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania Occidental, Italia, Japón, Noruega, Suecia, Reino Unido y Estados Unidos.

- 3) Se observa que la intensidad agregada del carbono no regresa a los niveles alcanzados en el periodo anterior al primer embargo a pesar de que los precios de la energía retornaron a niveles similares.
- 4) Como resultado de la descomposición efectuada, se observa que, en la mayoría de los países, la mayor parte del decremento de la intensidad agregada del carbono puede atribuirse a reducciones en la intensidad energética. Además, las disminuciones más importantes en la intensidad energética coinciden con los periodos de precios de energía elevados y rápidamente crecientes (aunque esto no se observa estrictamente en todos los países del análisis). Las caídas más acusadas en la intensidad energética se producen tras el segundo *shock* petrolífero.
- 5) Aunque los otros factores obtenidos en la descomposición también tuvieron influencia, reforzando la disminución de la intensidad agregada del carbono, no están tan claramente asociados a la variación de los precios de la energía como la intensidad energética. De entre ellos, un factor especialmente influyente es el cambio que se produce en el consumo final de energía hacia un mayor consumo de electricidad, sobre todo cuando esta es de generación hidráulica, nuclear o con biomasa. Este proceso es destacable (superior a la media) en Suecia, Finlandia y Noruega. En otros países, como en Francia, Japón, Alemania Occidental y Reino Unido, destacan las caídas en la intensidad del carbono de los combustibles utilizados en la producción de electricidad. Los cambios en la estructura económica sólo supusieron disminuciones significativas (más del 10%) en la intensidad agregada del carbono durante los periodos de precios del petróleo elevados en tres países: Japón, Alemania Occidental y Reino Unido. Estos países redujeron considerablemente su industria pesada.
- 6) El haber experimentado un crecimiento económico por encima de la media en etapas de precios de la energía altos parece haber sido otro factor importante en la disminución de la intensidad energética y en el cambio a industrias menos contaminantes. La explicación podría residir en que tal crecimiento permitiría la inversión en la sustitución del equipo o mejora de los procesos en respuesta a los precios elevados de otros factores como las materias primas o el trabajo. En este caso, los cambios en la intensidad agregada del carbono serían atribuibles a incrementos de la productividad media de otros factores de producción.

- 7) En resumen, parece que el acelerado incremento de los precios de la energía pudo haber tenido gran importancia en la rápida disminución de la intensidad energética, especialmente tras la crisis de 1979. Ahora bien, como señalan Greening *et al* (1998, p. 59), con los métodos que han utilizado en su trabajo no puede determinarse hasta que punto esa reducción que se produce tras el segundo *shock* es el fruto puramente de la elevación de los precios de la energía durante ese periodo o es el resultado de expectativas formadas durante el periodo previo de precios energéticos crecientes. Aún así, debe tenerse en cuenta que la intensidad energética en el sector manufacturero siguió disminuyendo, aunque en menor medida, cuando los precios de la energía volvieron a reducirse en el último periodo de análisis, lo que podría aún ser consecuencia de los cambios provocados por las crisis petrolíferas.
- 8) Sin embargo, la relevancia de los precios del petróleo sería menos clara en las decisiones relativas a los otros factores de la descomposición.
- 9) En este sentido, cabe mencionar que, aunque cabría esperar que el encarecimiento del petróleo se hubiese traducido en un aumento del consumo de carbón, sin embargo, como señalan Greening *et al*, no se observan cambios significativos en el uso de dicho combustible, a pesar de ser en la mayoría de los países mucho más barato que el petróleo y que el gas natural. El tratamiento adicional y el espacio que requiere el carbón aumenta los costes de producción, a lo que se debe añadir la importancia que pudieron tener las regulaciones medioambientales que comienzan a aplicarse durante la década de los setenta y principios de los ochenta (Greening *et al*, 1998, p. 54).

Como señalamos, el último trabajo que vamos a comentar en este punto es el realizado por de Bruyn *et al* (1998) (al que ya nos hemos referido en el epígrafe dedicado a las descomposiciones econométricas del Capítulo 3), de especial interés aquí si consideramos que va a ser la referencia para nuestro modelo econométrico de descomposición. Sin ánimo de repetir todo lo ya expuesto, recordamos a continuación el modelo econométrico utilizado por estos autores para la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones, que aquí recogeremos como ecuación (6.3)²¹³:

²¹³ Ecuación (3.44) en el Capítulo 3.

$$\ln\left(\frac{E_{j,t}}{E_{j,t-1}}\right) = \beta_{0,j} \ln\left(\frac{Y_{j,t}}{Y_{j,t-1}}\right) + \beta_{1,j} + \beta_{2,j} \ln Y_{j,t-1} + \beta_{3,j} \ln\left(\frac{P_{j,t}}{P_{j,t-1}}\right) + e_t \quad (6.3)$$

donde E son las emisiones contaminantes, Y es el PIB, P es un índice de los precios de la energía, j es el país y t el año. Las emisiones y el PIB se toman en términos per cápita.

El modelo no se aplicaba a un panel de datos sino a cuatro países individualmente, concretamente a los datos de emisiones de Holanda, Alemania Occidental, el Reino Unido y Estados Unidos, para intervalos de tiempo entre 1960 y 1993. Los contaminantes seleccionados para la descomposición fueron el CO_2 , el NO_x y el SO_2 . Todos ellos están relacionados con la energía, de ahí la inclusión de su precio en el modelo.

Los autores de este trabajo introducen una matización sobre la variable precios utilizada. Según exponen, cabría esperar que, en lugar de los precios de la energía actuales, fuese algún precio de la energía pasado el que ejerciese un mayor impacto sobre las emisiones. Sin embargo, la inclusión de los precios de la energía retardados no mejoraba drásticamente sus estimaciones. Para evitar el coste adicional asociado a la pérdida de datos y de grados de libertad, optaron por utilizar los valores actuales de los precios de la energía como *proxy*.

Utilizando el modelo descrito, llegaban a la siguiente conclusión: “los precios de la energía, finalmente, resultaron ser no significativos en la mayoría de los casos, con la excepción de las emisiones de SO_2 en el Reino Unido y las emisiones de CO_2 en Estados Unidos. Los coeficientes para el efecto del precio de la energía son bastante bajos en estos dos casos, indicando que un incremento del 1% en los precios de la energía puede resultar sólo en una disminución de como mucho un 0,2% en las emisiones” (de Bruyn *et al*, 1998, p. 171)²¹⁴.

En resumen, y tras esta sucinta exposición de los resultados ofrecidos por estos tres estudios sobre la cuestión que nos ocupa, podemos concluir que tanto Agras y Chapman como Greening *et al* subrayan el efecto reductor sobre las emisiones de

²¹⁴ de Bruyn *et al* (1998, p. 169) advierten que no pueden afirmar que los resultados de su regresión no sean espurios pues: “el modo formal de tratar esto es determinar si las variables están cointegradas y estimar el modelo de corrección de error que captura tanto las dinámicas a corto plazo como a largo plazo del crecimiento económico sobre las emisiones. En el presente estudio la longitud de las series ha sido considerada demasiado corta para estimar correctamente de este modo la relación a largo plazo de las variables”.

CO₂ de un incremento en los precios de la energía. Por el contrario, tal relación sería prácticamente imperceptible en de Bruyn *et al* tanto en el caso del CO₂ como en el del azufre.

No obstante, no debemos sorprendernos ante la disparidad de los resultados ofrecidos ya que debe tenerse en cuenta qué tipo de efectos se están analizando en cada caso. En este sentido Agras y Chapman (1999, p. 271), en relación con los resultados de su modelo de ajuste parcial, recuerdan que en este tipo de modelo “las elasticidades a corto plazo capturan el cambio en el uso del stock existente. Por ejemplo, si los precios de la energía aumentan, los consumidores pueden conducir menos y tratar de conservar energía en casa bajando los termostatos. Estos serían cambios en las tasas de uso. Las elasticidades a largo plazo, capturan estas tasas de uso, así como cambios en la estructura del capital. Por ejemplo, los consumidores pueden preferir coches más eficientes y hacer inversiones para aislar sus viviendas”. Ya hemos visto que la elasticidad precio de las emisiones de CO₂ a corto plazo obtenida por estos autores era reducida, lo que podría ser compatible con los resultados del estudio de de Bruyn *et al*, ya que en este se estimaba el impacto no sobre el volumen de las emisiones sino sobre la tasa de crecimiento de las emisiones.

6.3.2. EL EFECTO DE LA ENERGÍA NUCLEAR

El único estudio del que disponemos en el que se contrasta económicamente la influencia del peso de la energía nuclear sobre las emisiones de CO₂ es el de Roca *et al* (2001). En este trabajo, ya comentado en capítulos anteriores, los autores estiman el siguiente modelo para las emisiones de CO₂ por habitante en España:

$$\ln\left(\frac{CO_2}{P}\right)_t = \beta_0 + \beta_1 \ln\left(\frac{PIB}{P}\right)_t + \beta_2 \ln Nuclear_t + \beta_3 \ln Carbón_t + \varepsilon_t \quad (6.4)$$

donde P , es la población, y *Nuclear* y *Carbón* son dos indicadores del peso que la energía nuclear y el carbón tienen en el sistema energético en cada momento. En concreto, toman el porcentaje de energía nuclear y de carbón sobre el total de energía primaria. Utilizan datos de la Agencia Internacional de la Energía para el periodo 1973-1996.

Estos autores observan que las variables del modelo son no estacionarias en niveles pero estacionarias en primeras diferencias, es decir, son todas integradas de orden 1. Por ello, estiman el modelo con todas las variables en logaritmos.

Los resultados de la estimación muestran una fuerte relación entre el PIB y las emisiones de CO₂ por habitante; los coeficientes indican que la elasticidad entre las dos variables es positiva e incluso superior a la unidad (el coeficiente estimado para β_1 es 1,24), de forma que la intensidad en emisiones de CO₂ del PIB tendería a aumentar a medida que aumenta el PIB. Por otra parte, la energía nuclear desempeña un importante papel en la reducción de las emisiones de CO₂ (el coeficiente estimado para β_2 es -0,13), mientras que el incremento del uso del carbón actuaría en la dirección contraria (el coeficiente estimado para β_3 es 0,19) (Roca *et al*, 2001, pp. 91-92)²¹⁵.

En nuestro estudio, aunque podíamos haber atendido también al efecto del peso de otros combustibles o fuentes de energía sobre las emisiones analizadas, hemos optado por prestar más atención a la energía nuclear por varias razones. En primer lugar, hemos observado que los dos países que más reducen las emisiones de CO₂ son los que más peso han dado a la energía nuclear.

En segundo lugar, por el carácter polémico de este tipo de energía. El hecho de que no sea emisora ni de carbono ni de azufre ha llevado a que algunos grupos utilicen el argumento medioambiental para defender su uso; pero, por otro lado, la energía nuclear ha sido diana de los grupos ecologistas por los problemas medioambientales que plantea, asociados principalmente al riesgo de escapes radioactivos y al tratamiento de los residuos que genera.

En tercer lugar, porque si la percepción pública, propiciada por los grupos ecologistas, ha sido considerar a la energía nuclear como una fuente energética medioambientalmente peligrosa, las reducciones de las emisiones que se han producido debido al incremento de este tipo de energía no responderían a la demanda de calidad ambiental de los ciudadanos ni a su concienciación medioambiental sino que serían, fundamentalmente, la consecuencia de una estrategia energética para reducir la dependencia del petróleo.

²¹⁵ Los resultados se mantienen cuando el modelo se estima con datos para el periodo 1980-2000. Los coeficientes estimados en este último caso para β_1 , β_2 y β_3 son 1,37, -0,15 y 0,24, respectivamente (Roca y Padilla, 2003).

En cuarto lugar, porque los riesgos asociados a la energía nuclear ponen en tela de juicio la existencia de una relación automática entre el avance tecnológico y la reducción del deterioro medioambiental. Aunque el progreso técnico que acompaña al crecimiento económico –léase, en este caso, nuevas fuentes de energía como la nuclear– pueda tener como efecto colateral una reducción de las emisiones de carbono y azufre, esto no implica que sea inocuo, ya que puede estar agravando u originando otros problemas medioambientales. Como consecuencia de todo ello, las actuaciones en cualquier campo, incluido el ambiental, deberían estar basadas en una consideración previa de los posibles riesgos medioambientales.

Vamos a considerar, por todo ello, el papel que puede haber desempeñado la energía nuclear en la reducción de las emisiones objeto de nuestro análisis. Concretamente, la cuestión que nos planteamos ahora es si el incremento de la participación de la energía nuclear en el consumo total de energía primaria ha sido más decisivo en la reducción de las emisiones de carbono o en la de las emisiones de azufre (teniendo siempre en cuenta que la energía nuclear no genera ninguno de estos dos tipos de emisiones). *A priori* cabe esperar que sobre las primeras puesto que, como ya dijimos, en el caso del carbono no ha habido tecnologías reductoras asequibles disponibles, al contrario de lo sucedido en el caso del azufre, por lo que un cambio en la combinación de combustibles debería ser más decisivo en la evolución de las emisiones de CO₂.

La primera evidencia en este sentido es que los dos países en los que más disminuyen las emisiones de CO₂ (Suecia y Francia) son los que han dado un mayor peso a la energía nuclear (Tabla 6.6), mientras que el país en el que más se reducen las emisiones de azufre (Austria) no utiliza energía nuclear.

Con el fin de profundizar algo más, hemos comparado (Tabla 6.7) la variación que se ha producido entre 1973 y 1999 en el porcentaje correspondiente a la energía nuclear con las variaciones en ese mismo periodo de los cocientes C/E y S/E ²¹⁶. Hemos observado que existe una mayor relación entre el crecimiento del peso de la energía nuclear y la disminución del cociente C/E que entre el primero y la reducción del cociente S/E . De hecho, puede comprobarse que los decrementos en el cociente S/E son

²¹⁶ Recuérdese que estos cocientes (calculados en la descomposición con datos agregados) recogían el efecto, sobre la tasa de crecimiento de las emisiones, de un cambio en la combinación de combustibles utilizada, entre otros factores.

elevados en los países de Europa Occidental independientemente del peso que se haya dado a la energía nuclear.

Tabla 6.6.- Porcentaje de la energía nuclear sobre el consumo de energía primaria

PAÍSES(1)	1973	1979	1985	1992	1999	1999-1973(2)
TIPO 1-A						
Suecia	1,40	12,78	32,68	36,01	37,33	35,93
Francia	2,18	5,57	29,39	37,62	40,28	38,11
Alemania	0,93	3,67	10,03	12,14	13,14	12,21
Reino Unido	3,31	4,54	7,81	9,16	10,89	7,59
Bélgica	0,04	6,14	20,18	21,77	21,78	21,74
Suiza	8,34	15,40	25,57	24,02	25,30	16,97
Dinamarca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Austria	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Holanda	0,46	1,32	1,65	1,43	1,35	0,89
Finlandia	0,00	7,20	18,74	18,20	17,94	17,94
EEUU	1,34	3,75	5,95	8,65	8,93	7,59
Canadá	2,53	5,12	8,45	9,96	7,92	5,39
Noruega	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TIPO 1-B						
Checoslovaquia	0,10	0,82	4,30	9,89	12,19	12,10
Hungría	0,00	0,00	5,54	14,38	14,53	14,53
Polonia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TIPO 2						
OCDE94						
Italia(3)	0,64	0,49	1,35	0,00	0,00	-0,64
Japón	0,78	5,17	11,37	12,73	16,01	15,23
Irlanda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Australia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
España	3,26	2,61	10,19	15,05	12,95	9,69
Grecia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Turquía	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Portugal	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ASIA						
Sri Lanka	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
China	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36	0,36
India	0,32	0,32	0,44	0,45	0,71	0,39
Hong Kong	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Taiwán	0,00	6,34	22,65	16,15	12,53	12,53
Corea del Sur	0,00	2,06	8,18	13,01	14,81	14,81
Tailandia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indonesia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OTROS						
Colombia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Israel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chile	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Egipto	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

(1) Los países están ordenados, dentro de cada grupo, en función de las reducciones de las emisiones de CO₂ en el periodo 1973-1999, de mayor a menor decremento. (2) Diferencia entre el porcentaje en 1999 y el porcentaje en 1973. (3) Italia abandonó la energía nuclear en 1987 cuando, en un referéndum, se decidió el cierre de las centrales nucleares.

Fuente: Elaboración propia con datos de World Resources Institute (2003). Se trata de datos de la Agencia Internacional de la Energía proporcionados por el Instituto de Recursos Mundiales bajo el epígrafe "Energy Consumption by Source: Nuclear".

Tabla 6.7.- Variación en el porcentaje sobre el consumo de energía primaria de la energía nuclear y variaciones en los cocientes C/E y S/E . Periodo 1973 - 1999.

PAÍSES(1)	ΔPORCENTAJE ENERGÍA NUCLEAR(2)	$\Delta(C/E)$	$\Delta(S/E)$
Suecia	35,93	-3,30	-6,73
Francia	38,11	-2,56	-6,75
Suiza	16,97	-1,51	-7,15
Bélgica	21,74	-1,43	-6,24
Corea del Sur	14,81	-1,37	-5,56
Checoslovaquia	12,10	-1,09	-6,35
Finlandia	17,94	-1,08	-7,47
Alemania	12,21	-0,98	-7,99
Hungría	14,53	-0,98	-4,49
Reino Unido	7,59	-0,95	-5,87
Japón	15,23	-0,84	-7,15
Austria	0,00	-0,83	-9,40
Noruega	0,00	-0,79	-7,52
España	9,69	-0,67	-2,47
Egipto	0,00	-0,56	-1,19
Canadá	5,39	-0,46	-3,94
Taiwán	12,53	-0,36	-4,15
Irlanda	0,00	-0,35	-2,90
EEUU	7,59	-0,34	-3,24
Dinamarca	0,00	-0,34	-5,66
Italia	-0,64	-0,30	-6,52
Polonia	0,00	-0,28	-2,16
Holanda	0,89	-0,21	-7,12
Chile	0,00	-0,20	-0,21
Hong Kong	0,00	-0,14	14,87
Australia	0,00	-0,05	-0,13
Colombia	0,00	0,03	-0,72
Grecia	0,00	0,29	-0,75
Israel	0,00	0,37	-2,40
Portugal	0,00	0,40	-0,35
Turquía	0,00	0,41	2,15
China	0,36	0,52	0,14
Sri Lanka	0,00	0,96	-0,22
India	0,39	1,61	0,92
Tailandia	0,00	1,67	1,04
Indonesia	0,00	4,16	0,98

(1) Países ordenados en función del decremento en el cociente C/E , de mayor a menor decremento. (2) Diferencia entre el porcentaje sobre el consumo total de energía primaria de la energía nuclear en 1999 y en 1973 (calculado en Tabla 6.6).

FUENTE: Elaboración propia.

Asimismo, si analizamos lo sucedido por periodos, podemos observar, volviendo a la Tabla 6.6, que, en general, es en el periodo 79-85 cuando más se incrementa el porcentaje de energía nuclear sobre el total de energía primaria²¹⁷. Recuérdese que dicho periodo era aquel en el que, en general, más disminuía el cociente C/E (y las emisiones de CO_2) en los países Tipo 1-A, pero en muy pocos casos coincidía con el de mayor reducción del cociente S/E (ni, por tanto, con el de mayor reducción de las emisiones de azufre).

En el mismo sentido podemos señalar que, centrándonos en los países Tipo 1-A, el periodo en el que más crece el porcentaje de energía nuclear coincide con el de mayor disminución del cociente C/E en los siguientes países: Suecia, Francia, Alemania, Bélgica, Suiza, Finlandia, Estados Unidos y Canadá. Sin embargo, sólo coincide con el de mayor reducción de S/E en Francia y Bélgica.

En resumen, a tenor de lo expuesto se deduce que la apuesta fuerte por la energía nuclear habría sido decisiva en la reducción de las emisiones de CO_2 pero no habría desempeñado un papel tan destacado en la disminución de las emisiones de azufre.

6.3.3. ESTIMACIÓN DEL MODELO PARA LA DESCOMPOSICIÓN ECONOMETRICA

Tras las consideraciones previas realizadas sobre el papel tanto de los precios de la energía como del peso de la energía nuclear, vamos a proceder a la descomposición de las tasas de crecimiento de las emisiones de CO_2 y de azufre utilizando métodos econométricos. Para ello, tomaremos como referencia el modelo propuesto por de Bruyn *et al* (1998), recogido en la ecuación (6.3)²¹⁸. Este modelo ya ha sido extensamente comentado en los epígrafes 3.4.4 y 6.3.1. Recuérdese que estos autores partían de que las emisiones (E) de un país j en un año t pueden expresarse como el producto de la renta (Y) y de la intensidad de las emisiones ($U=E/Y$):

$$E_{j,t} = Y_{j,t} U_{j,t} \quad (6.5)^{219}$$

²¹⁷ Como excepciones podemos citar a Estados Unidos, Checoslovaquia y Hungría (en el 85-92) y China e India (92-99).

²¹⁸ Y, previamente, en el Capítulo 3, en la ecuación (3.44)

²¹⁹ En el Capítulo 3, ecuación (3.42)

Esta ecuación puede expresarse en tasas de crecimiento del siguiente modo:

$$\ln\left(\frac{E_{j,t}}{E_{j,t-1}}\right) = \ln\left(\frac{Y_{j,t}}{Y_{j,t-1}}\right) + \ln\left(\frac{U_{j,t}}{U_{j,t-1}}\right) \quad (6.6)^{220}$$

De la ecuación (6.6) se deduce que el crecimiento de las emisiones puede explicarse por el efecto combinado, por un lado, del crecimiento de la renta y, por otro, de la variación en la intensidad de las emisiones (U_j). El primero representa el efecto escala; el segundo recoge los cambios, tanto en la composición de las actividades económicas como en las tecnologías y en los procesos de sustitución de energía y materiales, que podrían actuar compensando el efecto escala.

Como ya expusimos en el Capítulo 3, según estos autores las reducciones en la intensidad de las emisiones (U_j) pueden estar explicadas, a su vez, por las siguientes variables:

- Las “mejoras tecnológicas exógenas”, lo que puede representarse haciendo U una función del tiempo.
- Los aumentos en los niveles de renta, debido a la I+D y al aumento del peso del sector servicios en el total de la producción. Esto puede modelizarse haciendo U una función del nivel de renta.
- Los aumentos de los precios de los materiales y la energía que conduzcan a un uso más racional de los recursos.

Al considerar todos estos factores se llegaba al modelo (6.3), que no reproducimos de nuevo.

♦ Modelo econométrico

En nuestro caso, proponemos utilizar las siguientes variables para explicar las reducciones en la intensidad de emisiones (U_j):

²²⁰ En el Capítulo 3, ecuación (3.43).

- Los avances tecnológicos exógenos, haciendo U función del tiempo.
- Los aumentos de los niveles de renta. Estos actuarían, por ejemplo, a través del incremento de la I+D o de un cambio estructural hacia un aumento del peso del sector servicios en el total de la producción. Esto puede modelizarse haciendo U una función del nivel de renta.
- Los aumentos de los precios de los materiales y la energía, que conducirían a un uso más racional de los recursos.
- El cambio en la combinación de las fuentes de energía utilizadas para el suministro energético. Para recoger este efecto, incluimos en el modelo el crecimiento del peso de la energía nuclear en el total de energía primaria.
- La presión ejercida por los perjudicados para lograr políticas que reduzcan la contaminación. Para representarla, incluimos como variable la densidad de población ya que, dado un nivel de renta, esperamos que en los países más densamente poblados el daño percibido “agregado” sea superior y, además, los afectados tengan mayor capacidad de presión para que se adopten antes medidas que reduzcan la contaminación. Es importante, sin embargo, recordar que el signo esperado para la densidad de población es ambiguo como señalaba Panayotou (1997)²²¹, ya que mayor densidad de población puede también suponer un mayor uso de combustibles fósiles para cocina y calefacción que no estarían completamente recogidos en la escala de la actividad económica formal.

Teniendo todo esto en cuenta, el modelo que vamos a estimar es el siguiente:

$$d \log E_{j,t} = \beta_{0,j} + \beta_{1,j} d \log PIBH_{j,t} + \beta_{2,j} \log PIBH_{j,t-1} + \beta_{3,j} TCNUEC_{j,t} + \beta_{4,j} \log POBKM_{j,t} + \beta_{5,j} d \log PREOIL_{j,t} \quad (6.7)$$

siendo:

E , las emisiones per cápita. En el caso del CO_2 , la variable E se denominará $CO2H$ y, en el caso del azufre, se denominará SUH .

²²¹ Como ya recogimos en el apartado dedicado a las descomposiciones econométricas del Capítulo 3.

PIB es el PIB per cápita.

POBKM, la densidad de población.

PREOIL, los precios del petróleo.

j el país.

t el año.

$$d\log E_{j,t} = \ln E_{j,t} - \ln E_{j,t-1}.$$

$$d\log PIBH_{j,t} = \ln PIBH_{j,t} - \ln PIBH_{j,t-1}.$$

$$d\log PREOIL_{j,t} = \ln PREOIL_{j,t} - \ln PREOIL_{j,t-1}.$$

TCNUEC, variable que toma los siguientes valores:

$\ln NUEC_{j,t} - \ln NUEC_{j,t-1}$, cuando $NUEC \neq 0$, siendo *NUEC* el peso de la energía nuclear sobre el consumo de energía primaria.

0, cuando $NUEC=0$.

Basándonos en lo expuesto por de Bruyn *et al* y ampliándolo para considerar las nuevas variables que hemos introducido en el modelo, los parámetros de la ecuación (6.7) podrían interpretarse del siguiente modo²²²:

- Si β_0 es significativamente menor que cero, las disminuciones en las emisiones debidas a los cambios tecnológicos y estructurales son constantes a lo largo del periodo y se considerarían “cambios tecnológicos exógenos”.
- β_1 recogería la influencia del crecimiento económico. Si $\beta_1 > 0$, el crecimiento económico tiene una influencia directa positiva sobre las emisiones. Si el crecimiento económico promueve directamente políticas medioambientales más estrictas, se espera que β_1 sea negativo. Si el crecimiento económico promueve la aplicación de políticas medioambientales con un retardo temporal, esto se reflejará en un valor

²²² Debe tenerse en cuenta que hemos cambiado la numeración de los parámetros con respecto a los de la ecuación (6.3).

negativo para el parámetro β_2 , lo que indica que mayores rentas van acompañadas por mejoras en la calidad medioambiental.

- Si β_2 es significativamente menor que cero, las reducciones en la intensidad de las emisiones dependen del nivel de renta, lo que podría considerarse indicativo de procesos de cambio estructural o de esfuerzos en la I+D asociados al incremento de la renta.
- Si β_3 es significativamente menor que cero, el cambio en la combinación de fuentes de energía que representa el aumento del peso de la energía nuclear provocaría una reducción del crecimiento de las emisiones.
- Si β_4 es significativamente menor que cero, la mayor densidad de población sería un factor que aumentaría la capacidad para ejercer presión ante las autoridades y lograr así la adopción de medidas más estrictas para corregir la contaminación. Si es significativamente mayor que cero, la mayor densidad de población estaría relacionada con un uso mayor de combustibles fósiles para cocina y calefacción que no estarían completamente recogidos en la escala de la actividad económica formal.
- Si β_5 es significativamente menor que cero, los incrementos en los precios de la energía estarían relacionados con la disminución en la intensidad de las emisiones.

♦ Datos utilizados

Para la estimación, utilizaremos un panel de datos en el que se combinan series temporales y datos de sección cruzada²²³. El análisis que vamos a realizar será para los países de la muestra OCDE94 (considerando la Alemania unificada). El periodo muestral será de 1973 a 1999.

Teniendo esto en cuenta, las fuentes de datos que vamos a utilizar son las siguientes:

- Para el PIB y la población tomamos los datos de University of Groningen and the Conference Board (2002) ya descritos en el apartado 4.3.1.

²²³ Cabe recordar que de Bruyn *et al* aplicaban el modelo (6.3) separadamente a cuatro países.

- Para las emisiones de azufre tomamos los datos descritos en Stern (2003a) a los que ya nos hemos referido en el apartado 4.3.1.
- Para las emisiones de CO₂ hemos utilizado los datos de la Agencia Internacional de la Energía ofrecidos por el Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003), ya explicados en el apartado 6.2.1.
- Para calcular el peso de la energía nuclear sobre el consumo total de energía hemos utilizado los datos de la Agencia Internacional de la Energía ofrecidos por el Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003). Los datos del consumo de energía ya se han descrito en el apartado 6.2.1 (recuérdese que se trata de los datos a los que la Agencia Internacional de la Energía denomina Oferta Total de Energía Primaria). Los datos del peso de la energía nuclear sobre el total de energía primaria se han comentado en el apartado 6.3.2.
- Los datos de los precios del petróleo son de BP (British Petroleum) Stats Review Prices²²⁴. Estos precios están expresados en dólares constantes de 1999.

♦ Resultados de la estimación para el CO₂

Vamos a exponer los resultados de la estimación del modelo²²⁵. El resultado de la estimación del modelo (6.7) por MCO para las emisiones de CO₂ se recoge en la Tabla 6.8 (estimación 1).

Como puede observarse, en el caso del CO₂, ni la densidad de población ni la variación en los precios del petróleo resultan significativas.

El hecho de que la densidad de población no sea significativa puede deberse a que el dióxido de carbono es un contaminante sin efectos locales directos.

²²⁴ Son datos proporcionados por la EIA (Energy Information Administration) del gobierno de Estados Unidos en <http://www.eia.doe.gov/pub/international/iealf/BPCrudeOilPrices.xls> (consulta: 01/04/03).

Debemos advertir que estos datos se ofrecen en un epígrafe específico en el que la EIA incluye información que pone a disposición de los usuarios pero no se responsabilizan de su veracidad.

²²⁵ A la información sobre la estimación que habitualmente proporciona el programa informático que utilizamos (Econometric Views), hemos añadido los valores del R² y del R² ajustado que resultan al considerar el modelo con la variable explicativa sin transformar. Por ejemplo, si la variable dependiente es *DLOG(CO2H?)*, la variable sin transformar sería *CO2H?*.

Tabla 6.8.- Resultados de la estimación 1 del modelo (6.7) para las emisiones de CO₂

Dependent Variable: <i>DLOG(CO2H?)</i>				
Method: Pooled Least Squares				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.059697	0.016600	3.596174	0.0004
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.659711	0.090232	7.311304	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.026018	0.006081	-4.278740	0.0000
<i>TCNUEC?</i>	-0.033083	0.007288	-4.539314	0.0000
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.000857	0.001454	-0.589125	0.5560
<i>DLOG(PREOIL?)</i>	-0.004381	0.006468	-0.677368	0.4984
R-squared	0.146760	Mean dependent var		0.005576
Adjusted R-squared	0.139504	S.D. dependent var		0.055286
S.E. of regression	0.051285	Sum squared resid		1.546500
Log likelihood	924.5634	F-statistic		20.22750
Durbin-Watson stat	2.344558	Prob(F-statistic)		0.000000
Estadísticos con las variables sin transformar				
R-squared	0.988387			
Adjusted R-squared	0.988268			

En cuanto a la no significatividad del crecimiento de los precios del petróleo, podría estar reflejando la escasa elasticidad-precio a corto plazo del consumo de combustibles fósiles generadores de CO₂.

Hemos vuelto a estimar por MCO el modelo excluyendo esas dos variables y hemos observado que las restantes siguen siendo significativas. Hemos aplicado el contraste de Bartlett de igualdad de las varianzas²²⁶, y se ha rechazado la hipótesis nula²²⁷, por lo que hemos repetido la estimación incorporando ponderaciones por sección cruzada. El resultado (estimación 2) se recoge en la Tabla 6.9.

En la Tabla 6.9 se observa que el crecimiento del PIB por habitante tiene un efecto positivo sobre el crecimiento las emisiones de CO₂ por habitante. También el “progreso técnico exógeno” recogido por C (esto es, β_0) tendría un impacto positivo sobre las emisiones.

²²⁶ Judge *et al* (1985); Socal y Rohlf (1995).

²²⁷ Se obtiene el mismo resultado al aplicar tanto el contraste de Levene (Levene, 1960) como el de Brown-Forsythe o Levene modificado (Brown y Forsythe, 1974).

Tabla 6.9.- Resultados de la estimación 2 del modelo (6.7) para las emisiones de CO₂

Dependent Variable: <i>DLOG(CO2H?)</i>				
Method: GLS (Cross Section Weights)				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
One-step weighting matrix				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.043611	0.012144	3.591133	0.0004
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.741448	0.069873	10.61142	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.019945	0.004410	-4.522539	0.0000
<i>TCNUEC?</i>	-0.026510	0.004881	-5.431307	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	0.226441	Mean dependent var		0.005746
Adjusted R-squared	0.222507	S.D. dependent var		0.057879
S.E. of regression	0.051035	Sum squared resid		1.536696
Log likelihood	1019.939	F-statistic		57.56934
Durbin-Watson stat	2.289728	Prob(F-statistic)		0.000000
Unweighted Statistics				
R-squared	0.142067	Mean dependent var		0.005576
Adjusted R-squared	0.137705	S.D. dependent var		0.055286
S.E. of regression	0.051338	Sum squared resid		1.555004
Durbin-Watson stat	2.345729			
Estadísticos con las variables sin transformar.				
R-squared	0.988386			
Adjusted R-squared	0.988327			

Con el signo contrario estaría operando el crecimiento del peso de la energía nuclear en el suministro energético y los efectos que puedan derivarse de alcanzar niveles de renta por habitante más elevados como, por ejemplo, los procesos de cambio estructural, los esfuerzos en I+D o la aplicación de políticas medioambientales.

♦ Resultados de la estimación para el azufre

El resultado de la estimación del modelo (6.7) para las emisiones de azufre por MCO se recoge en la Tabla 6.10 (estimación 1).

En el caso de las emisiones de azufre la única variable que no resulta significativa es la variación del peso de la energía nuclear.

Tabla 6.10.- Resultados de la estimación 1 del modelo (6.7) para las emisiones de azufre

Dependent Variable: <i>DLOG(SUH?)</i>				
Method: Pooled Least Squares				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.148426	0.032646	4.546553	0.0000
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.875988	0.177451	4.936514	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.086269	0.011959	-7.213956	0.0000
<i>TCNUEC?</i>	-0.020651	0.014333	-1.440848	0.1502
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.008279	0.002860	-2.894955	0.0039
<i>DLOG(PREOIL)</i>	0.063944	0.012720	5.026971	0.0000
R-squared	0.183286	Mean dependent var		-0.035867
Adjusted R-squared	0.176341	S.D. dependent var		0.111130
S.E. of regression	0.100857	Sum squared resid		5.981192
Log likelihood	522.8336	F-statistic		26.39159
Durbin-Watson stat	1.835965	Prob(F-statistic)		0.000000
Estadísticos con las variables sin transformar				
R-squared	0.981499			
Adjusted R-squared	0.981342			

Hemos estimado de nuevo el modelo por MCO eliminando esa variable y las restantes continúan siendo significativas. Hemos aplicado el contraste de Bartlett de igualdad de las varianzas y hemos rechazado la hipótesis nula de igualdad²²⁸. Por ello, hemos vuelto a estimar el modelo introduciendo ponderaciones por sección cruzada y el resultado obtenido se expone en la Tabla 6.11 (estimación 2).

A diferencia de lo que sucedía en la estimación del modelo para las emisiones de CO₂, en el caso el azufre las variables que representan la densidad de población y el crecimiento en los precios del petróleo sí son significativas. Procedemos a comentar los signos de sus coeficientes estimados.

El signo del coeficiente de la variable densidad de población es negativo, lo que puede estar relacionado con el hecho de que el dióxido de azufre, al margen de sus efectos transfronterizos, es también un contaminante local. Como consecuencia de ello, en las zonas más densamente pobladas sería mayor el número de individuos que se sentirían directamente perjudicados por las emisiones (esto es, el daño percibido “agregado” sería mayor) y que exigiesen a las autoridades la adopción de medidas. A

²²⁸ Se obtiene el mismo resultado al aplicar tanto el contraste de Levene (Levene, 1960) como el de Brown-Forsythe o Levene modificado (Brown y Forsythe, 1974).

ello hay que añadir la mayor capacidad para presionar a los gobiernos a través del voto derivada del hecho de que sean numerosos los afectados.

Tabla 6.11.- Resultados de la estimación 2 del modelo (6.7) para las emisiones de azufre

Dependent Variable: <i>DLOG(SUH?)</i>				
Method: GLS (Cross Section Weights)				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
One-step weighting matrix				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.125798	0.029364	4.284082	0.0000
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.889478	0.160272	5.549812	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.078916	0.010826	-7.289555	0.0000
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.009547	0.002290	-4.169708	0.0000
<i>DLOG(PREOIL)</i>	0.046760	0.010872	4.300961	0.0000
Weighted Statistics				
R-squared	0.196776	Mean dependent var		-0.041546
Adjusted R-squared	0.191321	S.D. dependent var		0.111908
S.E. of regression	0.100635	Sum squared resid		5.964992
Log likelihood	574.4837	F-statistic		36.07369
Durbin-Watson stat	1.805459	Prob(F-statistic)		0.000000
Unweighted Statistics				
R-squared	0.176814	Mean dependent var		-0.035867
Adjusted R-squared	0.171223	S.D. dependent var		0.111130
S.E. of regression	0.101170	Sum squared resid		6.028589
Durbin-Watson stat	1.821738			
Estadísticos con las variables sin transformar				
R-squared	0.984500			
Adjusted R-squared	0.981374			

El signo positivo del coeficiente estimado para la variable relativa a los precios del petróleo implica que un aumento en el crecimiento de los precios del petróleo se traduce en un aumento en el crecimiento de las emisiones de azufre. Cabría interpretar este signo como la consecuencia de la sustitución de petróleo por carbón (más emisor de azufre) en respuesta al incremento del precio del primero. Sin embargo, a lo largo de nuestro trabajo hemos podido observar que no ha sido este un fenómeno dominante. Una explicación alternativa reside en el hecho de que, en momentos de incrementos generalizados de los precios de la energía, los principales focos emisores de azufre (por ejemplo, centrales térmicas) pueden optar por la sustitución de carbones con bajo contenido en azufre por otros más baratos pero también más emisores, cambio este que puede realizarse con inmediatez (no exigiría adaptación ni de los equipos ni de los procesos de producción).

Teniendo esto en cuenta, hemos decidido considerar en el modelo los efectos específicos de las crisis de los setenta introduciendo variables ficticias para los años 1973, 1974, 1979 y 1980 (D73, D74, D79 y D80). El resultado ha sido que el crecimiento de los precios del petróleo ha dejado de ser significativo y las ficticias tienen todas signo positivo, como puede observarse en la Tabla 6.12 (estimación 3). Por tanto, la fuerte variación de los precios del petróleo de las crisis petrolíferas de los setenta que produjo, en general, un encarecimiento de los precios de los combustibles, pudo traducirse coyunturalmente en un incremento del uso de combustibles con mayor contenido en azufre, lo que sería recogido por las variables ficticias para esos años.

Tabla 6.12.- Resultados de la estimación 3 del modelo (6.7) para las emisiones de azufre con variables ficticias

Dependent Variable: <i>DLOG(SUH?)</i>				
Method: GLS (Cross Section Weights)				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
One-step weighting matrix				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.101555	0.029477	3.445232	0.0006
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.829927	0.162319	5.112946	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.071896	0.010764	-6.679434	0.0000
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.008956	0.002251	-3.979179	0.0001
<i>DLOG(PREOIL)</i>	0.006552	0.018248	0.359065	0.7197
<i>D73</i>	0.052719	0.019863	2.654159	0.0082
<i>D74</i>	0.041092	0.029096	1.412288	0.1584
<i>D79</i>	0.095866	0.023017	4.165010	0.0000
<i>D80</i>	0.057179	0.018603	3.073738	0.0022
Weighted Statistics				
R-squared	0.239055	Mean dependent var	-0.041931	
Adjusted R-squared	0.228648	S.D. dependent var	0.112577	
S.E. of regression	0.098872	Sum squared resid	5.718796	
Log likelihood	587.5687	F-statistic	22.97255	
Durbin-Watson stat	1.783863	Prob(F-statistic)	0.000000	
Unweighted Statistics				
R-squared	0.209740	Mean dependent var	-0.035867	
Adjusted R-squared	0.198933	S.D. dependent var	0.111130	
S.E. of regression	0.099464	Sum squared resid	5.787453	
Durbin-Watson stat	1.813946			
Estadísticos con las variables sin transformar				
R-squared	0.982528			
Adjusted R-squared	0.982289			

Hemos vuelto a estimar el modelo manteniendo las variables ficticias pero eliminando la variable que recoge el crecimiento de los precios del petróleo. Los resultados (estimación 4) se recogen en la Tabla 6.13.

Tabla 6.13.- Resultados de la estimación 4 del modelo (6.7) para las emisiones de azufre con variables ficticias

Dependent Variable: <i>DLOG(SUH?)</i>				
Method: GLS (Cross Section Weights)				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
One-step weighting matrix				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.100460	0.029288	3.430060	0.0006
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.834097	0.161711	5.157935	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.071645	0.010726	-6.679288	0.0000
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.008929	0.002246	-3.976128	0.0001
<i>D73</i>	0.054693	0.019159	2.854692	0.0045
<i>D74</i>	0.048876	0.018551	2.634656	0.0086
<i>D79</i>	0.100704	0.018476	5.450605	0.0000
<i>D80</i>	0.057937	0.018442	3.141610	0.0018
Weighted Statistics				
R-squared	0.239409	Mean dependent var	-0.042002	
Adjusted R-squared	0.230324	S.D. dependent var	0.112680	
S.E. of regression	0.098855	Sum squared resid	5.726620	
Log likelihood	587.5283	F-statistic	26.35056	
Durbin-Watson stat	1.781413	Prob(F-statistic)	0.000000	
Unweighted Statistics				
R-squared	0.209187	Mean dependent var	-0.035867	
Adjusted R-squared	0.199741	S.D. dependent var	0.111130	
S.E. of regression	0.099414	Sum squared resid	5.791503	
Durbin-Watson stat	1.812650			
Estadísticos con las variables sin transformar.				
R-squared	0.982496			
Adjusted R-squared	0.982287			

Aunque inicialmente la variable que recogía el crecimiento del peso de la energía nuclear sobre el consumo energético (TCNUEC) resultó no significativa, es posible que se debiera a que la variación de los precios del petróleo estaban recogiendo parte de su capacidad explicativa. Por ello, una vez eliminado el crecimiento de los precios del petróleo hemos incluido de nuevo en el modelo la variable TCNUEC y ha resultado significativa y negativa. Los resultados de esta estimación los recogemos en la Tabla 6.14 (estimación 5).

Tabla 6.14.- Resultados de la estimación 5 del modelo (6.7) para las emisiones de azufre con variables ficticias

Dependent Variable: <i>DLOG(SUH?)</i>				
Method: GLS (Cross Section Weights)				
Sample: 1973 1999				
Included observations: 27				
Number of cross-sections used: 22				
Total panel (balanced) observations: 594				
One-step weighting matrix				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
<i>C</i>	0.101263	0.029200	3.467865	0.0006
<i>DLOG(PIBH?)</i>	0.803239	0.161331	4.978812	0.0000
<i>LOG(PIBH?(-1))</i>	-0.071189	0.010702	-6.651908	0.0000
<i>LOG(POBKM?)</i>	-0.008767	0.002230	-3.931807	0.0001
<i>TCNUEC?</i>	-0.028248	0.010102	-2.796340	0.0053
<i>D73</i>	0.062364	0.019225	3.243906	0.0012
<i>D74</i>	0.053503	0.018465	2.897587	0.0039
<i>D79</i>	0.098944	0.018327	5.398843	0.0000
<i>D80</i>	0.057909	0.018278	3.168298	0.0016
Weighted Statistics				
R-squared	0.250977	Mean dependent var	-0.042227	
Adjusted R-squared	0.240734	S.D. dependent var	0.113214	
S.E. of regression	0.098650	Sum squared resid	5.693087	
Log likelihood	591.3266	F-statistic	24.50213	
Durbin-Watson stat	1.790537	Prob(F-statistic)	0.000000	
Unweighted Statistics				
R-squared	0.213266	Mean dependent var	-0.035867	
Adjusted R-squared	0.202507	S.D. dependent var	0.111130	
S.E. of regression	0.099242	Sum squared resid	5.761633	
Durbin-Watson stat	1.812730			
Estadísticos con las variables sin transformar				
R-squared	0.982658			
Adjusted R-squared	0.982421			

6.3.4. CONCLUSIONES DE LA DESCOMPOSICIÓN ECONÓMETRICA

En primer lugar, resulta destacable que, para los dos contaminantes analizados, el coeficiente de la variable que recoge los niveles de PIB por habitante sea negativo y significativo. Esto supone que el hecho de alcanzar niveles de renta más elevados daría como resultado actuaciones (como, por ejemplo, un incremento en la I+D o un cambio hacia una estructura productiva menos contaminante), que conducirían a una reducción del crecimiento de las emisiones. Ahora bien, en sentido contrario actuaría el crecimiento del PIB por habitante, dado el coeficiente estimado positivo y significativo que se obtiene para ambos contaminantes.

Por lo tanto, se produce un *tradeoff* entre los efectos que se derivan de alcanzar un nivel de PIB más elevado y los que van unidos al proceso necesario para llegar a ello. Como consecuencia, es probable que, cuando los ritmos de crecimiento económico son altos, su impacto supere con creces los avances en la reducción de emisiones que puedan estar asociados al hecho de alcanzar mayores niveles de renta.

En segundo lugar, el crecimiento de los precios de la energía (representados por los precios del petróleo), no resulta tener un efecto estadísticamente significativo sobre el crecimiento de las emisiones de CO₂; sí sería significativo pero positivo en el caso del azufre, lo que implica que un aumento en el crecimiento de los precios se traduce en un aumento en el crecimiento de las emisiones. Ahora bien, hemos comprobado que este resultado descrito para el caso del azufre se habría producido fundamentalmente en las crisis petrolíferas de los setenta, esto es, en etapas de fuerte crecimiento generalizado de los precios de la energía en las que, como solución coyuntural, pudo haberse optado por utilizar combustibles más baratos pero también más emisores de azufre.

En tercer lugar, y como cabía esperar, el coeficiente estimado para la variable que recoge el crecimiento del peso de la energía nuclear es negativo y significativo para ambos contaminantes. De ello se deduce, por un lado, la importancia de un cambio en las fuentes de energía para mantener la reducción de las emisiones pero, por otro, también pone de manifiesto que tales decisiones no pueden tomarse sin medir los riesgos que entrañan tanto para el medio ambiente como para las futuras generaciones.

En cuarto lugar, el coeficiente de la densidad de población no es significativo en el caso del CO₂ pero es significativamente menor que cero en el del azufre. Este resultado es coherente con el hecho, ya extensamente descrito, de que las emisiones de CO₂ son un contaminante global con efectos no directamente perceptibles por la generación actual, al contrario de lo que sucede con las emisiones de azufre. En este contexto, la mayor densidad de población implica, primero, que el daño total percibido es superior y, segundo, que también lo es la capacidad de los ciudadanos para presionar a las autoridades (en sistemas democráticos). Todo ello redunda en la aplicación de políticas medioambientales más exigentes.

Por último, β_0 es significativamente mayor que cero, esto es, los cambios tecnológicos exógenos (cambios tecnológicos y estructurales constantes y, por tanto, no relacionados con las restantes variables del modelo) provocan incrementos constantes de las emisiones a lo largo del periodo considerado. Este resultado se observa para ambos contaminantes.

Conclusiones

El objetivo central de nuestra Memoria Doctoral *ha sido demostrar, desde una perspectiva empírica, que el mero proceso de crecimiento económico no desemboca necesariamente en una etapa del desarrollo en la que el incremento de la renta y el deterioro del medio natural se disocian, en contra de las predicciones que la literatura económica consultada deriva de la hipótesis de la Curva de Kuznets Ambiental (CKA).*

Si bien nuestra pretensión ha sido abordar aquel objetivo desde el terreno empírico, hemos estimado oportuno incluir previamente una revisión analítica de las diferentes perspectivas desde las que se ha venido enfocando la relación entre el crecimiento económico y el medio ambiente. Con este fin, hemos comenzado analizando las diferencias conceptuales y metodológicas entre las dos principales corrientes económicas que centran su estudio en las interacciones entre la actividad económica y el medio natural: la Economía Ambiental, más próxima al enfoque económico convencional centrado en los valores de cambio, y la Economía Ecológica, que postula como alternativa una ampliación del objeto de estudio de la Ciencia Económica que permita considerar la posibilidad de una escasez absoluta (no únicamente subjetiva) de los recursos proporcionados por el medio ambiente. Este análisis nos ha dotado de las herramientas necesarias para poder elaborar una clasificación de los “criterios para el logro una economía sostenible” que se han formulado en la literatura económica, ya que estos se corresponden con sendas interpretaciones emanadas de cada una de las corrientes que han pretendido delimitar el alcance positivo-normativo de la categoría desarrollo sostenible.

Consideramos que dichos criterios resultan de especial interés en nuestra investigación porque en cada uno de ellos subyacen diferentes supuestos sobre el grado de sustituibilidad entre el capital natural y el manufacturado y tales supuestos condicionan la percepción sobre la relación existente entre el crecimiento económico y la degradación medioambiental.

A continuación, nos hemos centrado en una de las hipótesis que, desde principios de la década de los noventa, más aportaciones empíricas ha generado sobre la relación entre crecimiento económico y deterioro medioambiental: la ya mencionada hipótesis CKA. Esta sugiere que la relación entre la renta per cápita y la degradación medioambiental puede representarse como una U invertida, de forma que el deterioro medioambiental mantendría una relación creciente con la renta hasta alcanzar un nivel crítico de ingreso per cápita a partir del cual los incrementos de la renta irían acompañados de mejoras en la calidad ambiental.

Aunque la hipótesis CKA no implica que la disociación entre el incremento de la renta per cápita y la degradación medioambiental, a partir de un determinado nivel de renta, sea una consecuencia directa del proceso de crecimiento económico (entendiendo por “directa”, sin la intermediación de políticas públicas intencionadas), algunos autores han pretendido llegar a tal conclusión. Lo que sí está implícito en la hipótesis CKA es que las actuaciones, tanto intencionadas como no intencionadas, que provocan dicha disociación deben estar sistemáticamente asociadas a características típicas de una economía creciente y en desarrollo. Estas consideraciones nos han llevado a plantearnos dos cuestiones que conforman el núcleo de nuestra investigación: *en primer lugar, si efectivamente existe esa relación sistemática y, en segundo lugar, si tal relación puede darse sin la intermediación de políticas públicas.*

Para afrontar ambos interrogantes, y antes de proceder a la conformación de nuestro trabajo empírico, hemos revisado los argumentos que se han expuesto en los estudios teóricos para explicar la posibilidad de una CKA.

El principal argumento que se ha utilizado en la literatura para justificar la existencia de actuaciones intencionadas que condujesen a una CKA es el siguiente: si, a medida que avanza el desarrollo económico, la calidad ambiental es cada vez más escasa y el resto de los bienes son más abundantes, los individuos podrían estar dispuestos a

renunciar a parte del consumo de estos últimos para obtener algo más de calidad ambiental. Se trata en realidad de dos argumentos. Por una parte, estarían las preferencias de los individuos que demandarían mayor calidad ambiental al aumentar su renta porque a medida que los agentes aumentan su consumo de los otros bienes disminuye la utilidad marginal de ese consumo y, por tanto, disminuye el coste de oportunidad del gasto en protección medioambiental (argumento de la abundancia de otros bienes). Por otra parte, el nivel de renta al que comenzarían a asignarse recursos a la reducción de la contaminación dependería del deterioro de la calidad ambiental que proporciona gratuitamente la naturaleza hasta un punto inaceptable para los individuos (argumento de la escasez de la calidad ambiental).

Ahora bien, el hecho de que se den estas condiciones no implica que automáticamente se produzca una CKA. En la literatura se ha resaltado que este tipo de argumentos olvidan las características de bien público que tiene en muchos casos la calidad medioambiental. Esto implicaría problemas para la expresión de las preferencias por este bien en el mercado y, por ello, la necesidad de recurrir al terreno político para decidir la provisión aceptable de calidad ambiental. En este caso, el diseño y los resultados de la política medioambiental dependerán del modo en que se resuelvan los conflictos distributivos, inter e intrageneracionales, lo que a su vez estará condicionado por la distribución de la renta y del poder.

El análisis de estos y otros argumentos nos ha llevado a concluir que, *a priori*, no existe ninguna garantía de que, alcanzado un determinado nivel de renta, se producirá una disociación entre el crecimiento económico y el deterioro de la calidad ambiental. Por el contrario, el resultado final estará determinado por factores como la distribución de la renta, las instituciones políticas y sociales, las estrategias de información, los grupos de presión o las características propias de cada contaminante (muy especialmente, la distribución temporal y espacial de sus efectos). Por lo tanto, aunque algunas condiciones pudieran facilitar la aparición de una CKA, no parece que sean suficientes para traducirse automáticamente en la idea de que, alcanzado determinado nivel de renta, la calidad ambiental comenzará a mejorar sistemáticamente (o la presión sobre el medio natural se reducirá) en todos los países y para todos los contaminantes.

Teniendo en cuenta todo lo anteriormente expuesto, hemos procedido a revisar la literatura empírica sobre la hipótesis CKA siguiendo los pasos que describimos a continuación.

En un primer paso, hemos examinado los principales trabajos en los que se estima, por métodos econométricos, el modelo CKA básico. Las conclusiones más destacadas que hemos extraído de su análisis, y que estimamos pertinente resaltar aquí por sus implicaciones para el resto de nuestro estudio, son las siguientes:

- Parece comúnmente aceptado que, como se concluye de algunas estimaciones, las CKA significativas sólo existen para los contaminantes con efectos locales o directos mientras que los contaminantes con un impacto medioambiental más global o indirecto, o bien aumentan monótonamente con la renta, o bien presentan elevados PC (fuera del rango de renta considerado en la muestra), a no ser que exista una acción política multilateral sobre el contaminante global.
- Apoyando la idea anterior, se observa en muchos estudios que la hipótesis CKA no se cumple para las emisiones de dióxido de carbono (contaminante global) pero sí para el dióxido de azufre (contaminante con efectos más directos y localizados).
- Ahora bien, la disparidad de resultados que se obtienen, incluso para un mismo contaminante, tanto para los PC estimados como para la propia relación estimada entre la renta per cápita y los indicadores medioambientales, arroja serias dudas sobre la solidez de la relación CKA que se deduce de este tipo de estudios. Algunas investigaciones muestran la sensibilidad de la relación CKA estimada a la elección de la muestra de países, del periodo muestral y del contaminante, y relacionan la fragilidad de esa relación con la existencia de un problema de variables omitidas.

Además, hemos revisado también algunos estudios que han introducido hipótesis subsidiarias en el modelo CKA básico, las cuales se han centrado en las siguientes cuestiones: la influencia de la distribución de la renta y el poder; la importancia de la calidad de las políticas e instituciones; el papel que desempeña el comercio internacional; y, finalmente, el impacto de los precios de la energía.

En un segundo paso, hemos recogido las principales críticas econométricas, conceptuales y de carácter fundamental que se han formulado a los estudios basados en la estimación del modelo CKA. Entre ellas, cabe destacar las dos siguientes:

- La primera es una crítica de carácter fundamental que hace referencia al problema de la irreversibilidad. Los estudios CKA no tienen en cuenta que, una vez que el impacto sobre el medio ambiente traspasa determinados umbrales, sus efectos pueden ser irreversibles. Poco puede importar a qué nivel de renta se podría producir el PC si, llegados a ese punto, los efectos de la contaminación no pueden revertirse. Esta consideración condiciona el análisis de cualquier resultado de los estudios CKA.
- La segunda, que, además, podría tomarse como una conclusión de las críticas econométricas, aventura la posibilidad de que el modelo CKA único en la forma reducida esté mal especificado, ya que intenta imponer CKAs isomorfas y con un PC común a todos los países.

Tras la valoración del alcance de estas críticas y tratando, concretamente, de superar las consecuencias que se derivan de la segunda de ellas, decidimos no apoyarnos exclusivamente en la estimación habitual del modelo CKA y ampliar nuestro trabajo empírico en las dos líneas que se han abierto más recientemente dentro de la investigación relativa a esa hipótesis: el estudio de la CKA por países basado en el análisis de la experiencia histórica y los análisis de descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones.

Por ello, el tercer paso de nuestra revisión de la literatura se ha dirigido a los estudios empíricos que se han llevado a cabo sobre la hipótesis CKA en los que se han analizado los acontecimientos y actuaciones que han resultado determinantes en la evolución de la relación entre la renta y algunos indicadores medioambientales en países concretos. Las conclusiones generales más destacadas que se desprenden de ellos (y que fueron expuestas al final del epígrafe 2.5) pueden resumirse así:

- El crecimiento económico figura como la principal causa del aumento de las presiones medioambientales y de la sobreexplotación de los recursos.
- En aquellos casos en los que la relación renta-indicador medioambiental describe una U invertida, no hay evidencia de que se deba a actuaciones sistemáticamente asociadas al hecho de haber alcanzado niveles de renta más elevados.
- Es imposible deducir un nivel de renta único (ni siquiera aproximado) a partir del cual sistemáticamente se produciría la parte decreciente de la curva pues ese punto crítico dependería en gran medida del daño “percibido”.

Por último, hemos elaborado una clasificación de los principales métodos que se han utilizado para la descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones. Hemos advertido en la literatura el empleo de cuatro técnicas de descomposición: a) Descomposición con datos agregados; b) Descomposición basada en índices; c) Descomposición estructural; y d) Descomposición econométrica. Hemos analizado, y comparado, las propiedades de cada una de ellas y hemos concluido que las que más se adecuan a las características de nuestro trabajo son la descomposición con datos agregados y la econométrica, fundamentalmente por tratarse de las técnicas que requieren menor desagregación (tanto por sectores como por combustibles) de los datos de emisiones, lo que se ajusta a las limitaciones impuestas por los datos disponibles (especialmente de emisiones de azufre). Dicho esto, procede matizar que no es ese el único motivo por el que hemos decidido utilizar la descomposición econométrica. La razón fundamental que justifica el hecho de que hayamos optado por esta técnica es que, mientras que las restantes sólo descomponen en los factores de primer nivel (meramente descriptivos de los acontecimientos), la estimación de un modelo econométrico nos permite introducir variables explicativas que pueden caracterizarse como de segundo nivel, esto es, causas que explicarían lo sucedido en el primer nivel.

Tras este examen de la literatura, hemos abordado una cuestión que consideramos relevante para la comprensión e interpretación de los resultados del trabajo empírico: el análisis de las características de los indicadores medioambientales escogidos. Para desarrollar nuestra investigación, hemos optado por recurrir a los dos indicadores de presión (que no del estado del medio ambiente) más estudiados en la literatura CKA:

las emisiones de CO₂ y las emisiones de azufre. Las razones que nos han conducido a esta selección han sido, fundamentalmente, dos: en primer lugar, y muy importante en este caso, está el hecho de que se trata de los dos contaminantes para los que se dispone de series más largas y completas de datos; y, en segundo lugar, porque, a pesar de tener un origen común (la combustión de combustibles fósiles), los problemas medioambientales que generan y su tratamiento son sustancialmente diferentes.

Debido, precisamente, a que esas características diferenciadas podrían condicionar nuestros resultados, estimamos oportuno profundizar algo más en ellas. Su examen nos ha conducido a la conclusión de que las principales diferencias existentes entre los problemas medioambientales a los que contribuyen estos dos contaminantes (cambio climático en el caso del CO₂ y acidificación en el caso del azufre) pueden relacionarse con, al menos, tres conflictos de carácter distributivo que resultan decisivos en el diseño y aplicación de políticas públicas, que son:

- Distribución intergeneracional. Existe gran incertidumbre sobre cuál será la generación que deberá enfrentarse a los efectos adversos del cambio climático y en qué grado. Por el contrario, los efectos de la acidificación son ya una realidad para la generación actual. A esto hay que añadir que el dióxido de azufre tiene efectos directos sobre la salud humana, lo que no sucede con el CO₂.
- Distribución internacional. En el caso del cambio climático, problema de dimensión global, las negociaciones para los acuerdos internacionales se plantean en términos Norte-Sur, esto es, los países que más han contribuido al problema frente a los que se verán posiblemente más perjudicados por sus consecuencias y que, además, exigen su derecho a desarrollarse. Por el contrario, los efectos de las emisiones de azufre son de dimensión continental. Hasta ahora han afectado fundamentalmente a las regiones más industrializadas de Europa y Norteamérica, por lo que las partes negociadoras tienen características más homogéneas, además de que, en gran medida, se trata de países que reciben a la vez los beneficios y los perjuicios asociados a las emisiones. Todo ello puede redundar en que sea más fácil alcanzar acuerdos. Ahora bien, recientemente ha comenzado a considerarse el problema de la acidificación transfronteriza en el este asiático donde coexisten países con grados de desarrollo

muy diferentes, lo que podría perjudicar al resultado de las negociaciones en esa zona.

- Distribución intersectorial. Aunque ambos contaminantes son emitidos por el uso de combustibles fósiles existen dos diferencias importantes entre ellos. En primer lugar, no existen tecnologías reductoras al final de los procesos de las emisiones de CO₂ asequibles, mientras que sí las hay para el azufre. Por tanto, la reducción en las emisiones de CO₂ va directamente asociada al menor uso de combustibles fósiles o a un cambio hacia una combinación de combustibles menos emisora. En segundo lugar, la distribución de las emisiones por sectores difiere. Quizá la diferencia más destacable esté en el sector transporte. Mientras que las emisiones de azufre son reducidas en este sector son cada vez más importantes en el caso del CO₂. Se trata de una actividad en expansión a lo que cabe añadir que son muchos los grupos sociales que se verían afectados por la adopción de medidas para reducir el consumo energético en ese sector por lo que los políticos pueden verse muy condicionados por la “impopularidad” de las medidas. Sin embargo, las emisiones de azufre están muy relacionadas con grandes fuentes fijas de emisión fácilmente identificables (especialmente centrales térmicas que utilizan carbón) lo que facilita el control por las autoridades y las convierte en objetivo visible de grupos ecologistas y agrupaciones ciudadanas lo que puede llegar a compensar el papel que puedan ejercer los grupos de presión beneficiarios directos de estas actividades.

Por lo tanto, todo ello nos lleva a concluir que cuando se dice que la razón de que las emisiones de azufre disminuyan y no lo hagan las de carbono es la mayor presión ciudadana que se ejerce para demandar políticas públicas en el primer caso porque el azufre es un contaminante local y el CO₂ es un contaminante global, en realidad sólo se está haciendo referencia a una parte de la diferencia entre ambos tipos de contaminantes. En cualquier caso, las características asociadas a las emisiones de azufre facilitan la aplicación de medidas para su reducción y la adopción de acuerdos internacionales cada vez más exigentes.

Teniendo en cuenta estas diferencias entre ambos tipos de contaminantes, hemos iniciado nuestro estudio empírico cuyo desarrollo resumimos a continuación:

En primer lugar, hemos comenzado reproduciendo la estimación habitual del modelo CKA básico en forma reducida a tenor de los datos disponibles. Hemos basado este análisis con datos de panel en el estudio llevado a cabo por Stern y Common (2001). Estos autores estiman el modelo CKA básico en forma reducida en su especificación logarítmica y también en primeras diferencias, siendo esta segunda la que consideran “preferible”. A ello añaden un análisis de los resultados de la estimación de los efectos tiempo. Nuestro trabajo amplía el de estos autores en dos aspectos que son:

- Mientras estos autores realizan la estimación econométrica del modelo CKA únicamente para las emisiones de azufre, nosotros lo hacemos también para las emisiones de CO₂.
- En nuestra estimación del modelo para las emisiones de azufre utilizamos un periodo muestral más amplio. El de estos autores era 1960-1990, en nuestro caso es 1950-1999.

Ahora bien, debido a las críticas recibidas por este tipo de estudios basados en la estimación econométrica de un modelo CKA único en forma reducida, hemos optado por continuar nuestra investigación centrando nuestro objetivo en la *búsqueda de rasgos comunes entre contaminantes y entre países donde las emisiones están decreciendo y la renta está aumentando y analizar en qué medida esos rasgos son características sistemáticamente asociadas a una economía en crecimiento*.

Para ello, hemos avanzado en dos direcciones con objetivos complementarios:

- a) El estudio de la CKA por países basado en el análisis de la experiencia histórica.
- b) Los análisis de descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones.

En relación con la primera de ellas, cabe recordar de nuevo que los estudios de este tipo que se han llevado a cabo suelen centrarse en lo sucedido en un único país o región. En nuestro caso, hemos preferido adoptar una perspectiva internacional y, para ello, hemos analizado la evolución de la relación PIB-emisiones en un conjunto

amplio de países. Como referencia para esta tarea, hemos tomado uno de los pocos trabajos que llevan a cabo un análisis por países desde una perspectiva internacional, el de Moomaw y Unruh (1997), aunque lo hemos ampliado en varios sentidos:

- Hemos extendido el periodo muestral. Estos autores utilizan datos para el periodo 1950-1992 y en nuestro trabajo los hemos dilatado hasta 1999.
- Hemos llevado a cabo el mismo análisis para las emisiones de azufre, ya que el trabajo de estos autores sólo analiza lo sucedido con las emisiones de CO₂.

La investigación que hemos realizado se ha basado, fundamentalmente, en el estudio de la curva trazada si ubicamos el PIB per cápita en el eje de abscisas y el indicador medioambiental, también en términos per cápita, en el eje de ordenadas. Con este análisis gráfico se pretendían los siguientes objetivos:

- a) La detección de los países en los que, efectivamente, se produce una transición hacia una disociación entre la evolución del PIB y la del indicador medioambiental.
- b) La comprobación de la existencia (o no) de una coincidencia sistemática entre el comienzo de la transición y un determinado nivel de renta.
- c) La búsqueda de eventos históricos, acuerdos de carácter internacional, medidas de política adoptadas u otros acontecimientos que precedan inmediatamente o coincidan en el tiempo con el comienzo de la transición y que puedan ser identificados como posibles causas de la misma.
- d) La comparación de lo sucedido tanto entre países como entre contaminantes, para detectar posibles actuaciones o acontecimientos con efectos comunes.

En cuanto a la segunda de las direcciones, los análisis de descomposición nos han permitido proseguir en la búsqueda de características comunes entre contaminantes y entre países donde la renta crece pero disminuyen las emisiones (o, al menos, crecen a un ritmo muy inferior). Ahora bien, mientras que en el análisis gráfico nos hemos

centrado en la detección de los factores “desencadenantes” de la transición, con el análisis de la descomposición de la tasa de crecimiento hemos querido profundizar en los acontecimientos o actuaciones que han resultado más decisivos en el hecho de que la disociación entre el crecimiento del PIB y el de las emisiones se mantuviese en el tiempo. Para ello, hemos tomado como punto de partida el momento en que se inicia la transición.

Hemos comenzado el análisis de descomposición utilizando la técnica que hemos denominado “descomposición con datos agregados”. Los objetivos han sido los siguientes:

- a) La localización del factor de primer nivel que predomina en la explicación de las divergencias entre el crecimiento de la renta y el de las emisiones en los países en los que se ha producido la transición.
- b) La detección de rasgos comunes entre los países que han experimentado una transición emisiones-PIB en la evolución de los componentes de la descomposición.
- c) El análisis de las divergencias tanto entre contaminantes como entre los países en los que se observa la disociación y aquellos en los que no sucede.

Hemos aplicado esta técnica, en primer lugar, a la tasa de crecimiento de las emisiones en el periodo 1973-1999 para observar los rasgos generales que caracterizarían a toda esta etapa, y, en segundo lugar, a las tasas de crecimiento de las emisiones en diferentes subperiodos del mismo, concretamente en los siguientes: 1973-1979 (periodo en el que, en general, se incrementan los precios de la energía); 1979-1985 (periodo posterior al segundo choque petrolífero con precios de la energía aún más elevados); 1985-1992 (periodo con precios energéticos fluctuantes pero, en cualquier caso, inferiores a los de los dos periodos anteriores y que, además, coincide en gran medida con la etapa para el compromiso de reducción de las emisiones de azufre en al menos un 30% adoptado en el Protocolo de Helsinki); y 1992-1999 (periodo posterior a la firma del Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático). Como puede apreciarse, las fechas elegidas como referencia están relacionadas bien con acontecimientos energéticos relevantes bien con la adopción de compromisos in-

ternacionales relativos a las emisiones objeto de estudio y, por lo tanto, a eventos con dimensión internacional cuya trascendencia se apuntaba en los resultados del análisis gráfico previamente realizado.

Para finalizar, tanto el análisis de descomposición como nuestra investigación, hemos llevado a cabo la descomposición econométrica de la tasa de crecimiento de las emisiones, técnica que, como ya hemos subrayado anteriormente, nos ha permitido incluir variables relacionadas con explicaciones de segundo nivel.

El modelo econométrico que hemos estimado es el siguiente:

$$d \log E_{j,t} = \beta_{0,j} + \beta_{1,j} d \log PIBH_{j,t} + \beta_{2,j} \log PIBH_{j,t-1} + \beta_{3,j} TCNUEC_{j,t} + \beta_{4,j} \log POBKM_{j,t} + \beta_{5,j} d \log PREOIL_{j,t}$$

siendo:

E , las emisiones per cápita. En el caso del CO_2 , la variable E se denominará $CO2H$ y, en el caso del azufre, se denominará SUH .

PIB es el PIB per cápita.

$POBKM$, la densidad de población.

$PREOIL$, los precios del petróleo.

j el país.

t el año.

$d \log E_{j,t} = \ln E_{j,t} - \ln E_{j,t-1}$.

$d \log PIBH_{j,t} = \ln PIBH_{j,t} - \ln PIBH_{j,t-1}$.

$d \log PREOIL_{j,t} = \ln PREOIL_{j,t} - \ln PREOIL_{j,t-1}$.

$TCNUEC$, variable que toma los siguientes valores:

$\ln NUEC_{j,t} - \ln NUEC_{j,t-1}$, cuando $NUEC \neq 0$, siendo $NUEC$ el peso de la energía nuclear sobre el consumo de energía primaria.

0, cuando $NUEC=0$.

Por tanto, el modelo propuesto explicaría el crecimiento de las emisiones con las siguientes variables dependientes:

- Los avances tecnológicos exógenos.
- El crecimiento del PIB por habitante.
- El nivel de PIB por habitante.
- El crecimiento del peso de la energía nuclear en el consumo de energía primaria.
- La densidad de población.
- Y, el crecimiento de los precios del petróleo.

Procedemos a exponer, a continuación, las principales conclusiones obtenidas de nuestro estudio empírico:

♦ **Conclusiones obtenidas del estudio preliminar basado en la estimación con datos de panel del modelo CKA básico**

De las conclusiones adelantadas en el epígrafe 4.3.2.4, destacamos las siguientes:

- En la especificación “preferida” por Stern y Common (2001) (en primeras diferencias), los resultados de nuestras estimaciones confirman los obtenidos por estos autores ya que los PC estimados quedan fuera del rango de renta en todas las muestras (MUNDO, OCDE94 y no-OCDE) para ambos contaminantes. Este resultado apoyaría la conclusión de que los efectos asociados al crecimiento de la renta per cápita no parecen haber sido muy importantes en la reducción de las emisiones de azufre que se observa en todas las muestras o en la reducción del crecimiento de las emisiones de CO₂ que se aprecia en la muestra OCDE94.
- También nuestro análisis apoya la conclusión de Stern y Common (2001) de que, aunque los efectos renta pueden no haber desempeñado un papel importante en la reducción o estabilización de las emisiones, sí lo habrían hecho los efectos tiempo.

Ahora bien, no coincidimos estrictamente con los resultados y con la interpretación de los efectos tiempo de estos autores. Nuestros resultados apuntan a que los efectos tiempo imprimirían una presión a la baja durante todo el periodo muestral sobre las emisiones de azufre en la muestra OCDE94, presión que se intensificaría a partir de 1979, y actuarían desplazando la curva CKA hacia abajo a partir de 1979 en el caso del CO₂ en esa misma muestra. Aunque el año 1979 se corresponde con la segunda crisis petrolífera, debe tenerse en cuenta en el caso del azufre que también es el año en que se firma la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia. En los países de la muestra no-OCDE, las crisis petrolíferas podrían haber frenado la constante presión al alza que vendría ejerciendo el progreso técnico sobre las emisiones de CO₂; mientras que en el caso de las emisiones de azufre parecería que la difusión tecnológica habría conducido a una disminución de las emisiones a partir de mediados de los ochenta. Sin embargo, Stern y Common (2001) no hacen referencia al impacto de la crisis de 1979 y sólo consideran que pudiera haber un impacto de la crisis de 1973 precisamente sobre los países no-OCDE, lo que no coincide con los resultados de nuestra estimación ni siquiera para el azufre.

El trabajo de Stern y Common (2001) ponía además en tela de juicio una de las conclusiones más ampliamente aceptadas en el trabajo sobre la CKA, esto es, el hecho de que los PC estimados para un contaminante global como el CO₂ son muy elevados (quedando incluso fuera del rango de la muestra de renta per cápita) mientras que los estimados para un contaminante local como el azufre son mucho más bajos y quedan dentro del rango de la muestra de renta.

Estos autores observaron que, al menos en el caso del azufre, la muestra seleccionada condicionaba en gran medida los resultados de la estimación, con el resultado de que los PC estimados eran mucho menores en muestras en las que predominaban países de la OCDE. En nuestra investigación, la estimación del modelo en primeras diferencias sitúa los PC estimados para todas las muestras, tanto en el caso del azufre como en el del carbono, fuera del rango de renta. Aún así, la especificación preferida por estos autores no parece resolver el problema de la sensibilidad de los PC estimados a la muestra seleccionada. Además, resulta *a priori* paradójico que, en los resul-

tados de la estimación para el azufre del modelo “preferido” obtenidos tanto por Stern y Common (2001) como en nuestra estimación, el PC estimado con la muestra OCDE94 sea muy superior al de la muestra no-OCDE cuando lo cierto es que las emisiones de azufre comenzaron a disminuir antes, y lo han hecho más, precisamente en los países OCDE. Por razones similares, también sorprende que el PC estimado para el azufre en la muestra OCDE94 sea muy superior al obtenido con la misma muestra para el CO₂. Una posible explicación podría estar en que hayan sido otros factores diferentes a la renta los que han favorecido la reducción de las emisiones de azufre en los países OCDE94 y esos factores no estarían actuando del mismo modo sobre las emisiones de CO₂ ni sobre los países no-OCDE. Esos factores podrían estar apuntándose en los resultados obtenidos del análisis de los efectos tiempo.

Cabe recordar que hemos considerado estos resultados como preliminares y, en consecuencia, hemos dedicado el resto de nuestro estudio a investigar si los factores que han actuado en la reducción de las emisiones, cuando efectivamente se ha producido, están vinculados a la evolución de la renta o no. De ser este último el caso, podrían estar siendo captados por los efectos tiempo en la estimación del modelo tal y como acabamos de exponer.

♦ **Conclusiones del análisis gráfico de la evolución de la relación emisiones-PIB, per cápita, por países**

De las conclusiones obtenidas del análisis gráfico, ya avanzadas en el epígrafe 5.4, procedemos, a continuación, a exponer las más destacables.

Como ya hemos señalado, parece comúnmente aceptado en la literatura CKA que el PC para las emisiones de CO₂ es muy elevado, por encima del nivel máximo de renta de la muestra, lo que implicaría que ninguno de los países debería haber alcanzado el PC.

Contrariamente a lo predicho, Moomaw y Unruh (1997) observan que algunos países OCDE han sufrido lo que denominan una transición discontinua en la relación emisiones de CO₂-PIB per cápita. En esa transición esas variables pasan de tener una fuerte correlación positiva a estar débilmente correlacionadas. Debido a que se trata

del grupo de países más desarrollados, todo podría hacer pensar que al llegar a un nivel de renta per cápita elevada se ha producido esa transición. Sin embargo, perciben que la coincidencia no se produce en los niveles de renta sino en un acontecimiento temporal, los choques petrolíferos de los setenta y, especialmente, el de 1979.

Nuestro trabajo conduce a la misma conclusión que el de estos autores pero la ampliación del periodo muestral en el análisis de la relación CO₂-PIB nos ha permitido extraer nuevas conclusiones que pueden sintetizarse en las siguientes:

- Además de países OCDE (en nuestro caso, los clasificados como Tipo 1-A, esto es, Alemania, Austria, Bélgica, Canadá, Dinamarca, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Holanda, Noruega, Reino Unido, Suecia y Suiza), también algunos países de Europa del Este (Checoslovaquia y Hungría) habrían experimentado esa transición discontinua a raíz de las crisis del petróleo. Esto no hace sino reafirmar que la transición se debe a los efectos del *shock* petrolífero ya que la renta per cápita en los países del este era mucho menor.
- Dicha transición discontinua se produce tanto si las emisiones y el PIB se toman en términos per cápita como si se toman en términos absolutos, excepto en Estados Unidos y Canadá.
- Las características comunes que compartirían, en general, los países que han sufrido esa transición discontinua con las crisis de los setenta serían las de ser países con un elevado consumo energético per cápita y una gran dependencia del petróleo, lo que les hacía muy vulnerables al *shock* petrolífero. El único país que, a pesar de reunir todas estas características, no habría sufrido esa transición sería Japón. Aunque en Japón se notan inicialmente los efectos de los *shocks* petrolíferos de los setenta sobre las emisiones de CO₂, una vez superada la crisis se recupera una relación CO₂-PIB claramente creciente que le lleva a alcanzar emisiones per cápita muy superiores a las de la década de los setenta. Otros países, como Estados Unidos y Canadá, también recuperan una senda creciente tras el periodo de crisis pero no vuelven a alcanzar las emisiones per cápita de la década de los setenta.
- La forma de la curva en algunos países Tipo 1 se asemeja más a una V invertida que a una U invertida, lo que indica que es posible una disminución rápida y notable de

las emisiones de carbono. Ahora bien, los países en los que se percibe especialmente este fenómeno (Bélgica, Francia y Suecia) tienen en común el hecho de ser los que más incrementaron el peso de la energía nuclear ante las crisis petrolíferas. Parece, por tanto, que la explicación a la disociación en la trayectoria CO₂-PIB reside en las decisiones de política energética y no en la concienciación ecológica.

- Hemos detectado otra etapa de transición en la relación CO₂-PIB en algunos países de Europa del Este (en nuestro estudio, países Tipo 1-B, que son: Checoslovaquia, Hungría y Polonia). En este caso, el suceso desencadenante sería la crisis padecida por los países de Europa del Este en torno a 1989, fecha de la caída del muro de Berlín. Por tanto, son de nuevo un *shock* exógeno y una profunda crisis económica los acontecimientos que están en el origen de la transición.
- Los países clasificados como Tipo 2, esto es, aquellos en los que la relación CO₂-PIB, per cápita, ha mantenido una tendencia creciente a lo largo del periodo, son: los países asiáticos; los países de cohesión de la UE-14; otros países OCDE que son Australia, Italia, Japón, Turquía; y otros países no OCDE que son Egipto, Israel, Chile y Colombia.
- En general, son países africanos, latinoamericanos y de Oriente Medio los que no muestran en sus gráficos una relación consistente entre las emisiones de CO₂ y el PIB o no han mantenido un crecimiento del PIB consistente durante el periodo muestral.

Por lo tanto, si el cambio en la trayectoria CO₂-PIB se ha debido a acontecimientos como un incremento de los precios del petróleo o la reestructuración desencadenada por la caída del muro de Berlín no puede hablarse de una relación CKA, ya que la reducción de las emisiones no está asociada a una determinada fase del desarrollo económico.

También la ampliación de nuestro análisis a la relación azufre-PIB nos ha permitido llegar a las siguientes conclusiones:

- Tampoco parece que haya un nivel de renta determinado a partir del cual se produzca la disociación entre las emisiones de azufre y el PIB per cápita.

- Ahora bien, los procesos de transición en la relación azufre-PIB no están tan claramente relacionados con un evento histórico común como sucedía en el caso del carbono. De hecho, aunque puede decirse que las crisis del petróleo (especialmente la de 1979) marcan un antes y un después en la relación azufre-PIB en los países Tipo 1 y algunos Tipo 2 (Italia, Japón, España, Egipto e Israel) no se trata en todos los casos, como sucedía con el carbono, del paso de una correlación elevada entre las dos variables a una relación negativa o débilmente correlacionada sino que, en muchos de ellos, la correlación ya era baja, aunque positiva, antes de las crisis y en algunos era ya incluso negativa, aunque tras las crisis energéticas se agudiza la disociación entre las variables.
- A pesar de que acabamos de apuntar a la crisis de 1979 como una fuente de cambio en la transición azufre-PIB, lo cierto es que, en el caso del azufre, en 1979 se firma la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia que, aunque no incluye compromisos obligatorios de reducción de emisiones acaba conduciendo a la firma en 1985 del Protocolo de Helsinki en el que sí hay un compromiso de reducir las emisiones de azufre en un 30% con respecto a los niveles de 1980. Por tanto, al impacto que puedan haber tenido las crisis energéticas sobre la relación azufre-PIB habría que sumar el efecto de los acuerdos internacionales adoptados.
- Al igual que sucedía en la relación CO₂-PIB, la trayectoria azufre-PIB en los países Tipo 1-B (Checoslovaquia, Hungría y Polonia) sufre una profunda modificación durante el proceso de reestructuración económica ocurrido tras la caída del muro de Berlín. Esto se traduce en el hecho de que, cuando comienza la recuperación posterior, los aumentos del PIB no se ven acompañados por incrementos en las emisiones de azufre.
- Hay un grupo de países Tipo 2 en los cuales la curva azufre-PIB adopta una trayectoria descendente en la última etapa del periodo, lo que no sucedía en el caso del CO₂. Además de los ya citados al referirnos a los efectos de las crisis del petróleo, están en este caso: Taiwán (desde 1989), Corea del Sur (desde 1990), Grecia (desde 1992) y Hong Kong (desde 1993).

♦ **Conclusiones del análisis de descomposición de la tasa de crecimiento de las emisiones**

A) Conclusiones de la descomposición con datos agregados.

La descomposición realizada con datos agregados nos ha permitido llegar a las conclusiones que ya hemos adelantado en el epígrafe 6.2.4 y que aquí resumimos.

A.1) Conclusiones de la descomposición con datos agregados para el periodo 1973-1999.

- Como norma general, se observa que el ritmo de crecimiento económico es uno de los factores que afecta de forma común a ambos tipos de emisiones, ya que los países en los que decrecen o crecen menos las emisiones se caracterizan por crecimientos económicos más moderados. Como excepciones a esta norma pueden citarse a los países de cohesión de la UE-14 (España, Irlanda, Grecia y Portugal); en el caso de Irlanda porque disminuyen las emisiones de azufre a pesar de experimentar un crecimiento económico elevado; en el caso de los otros tres países por la situación contraria ya que, con tasas de crecimiento del PIB similares a las de otros países OCDE94, sufren crecimientos en las emisiones muy superiores.
- Ahora bien, a pesar del rasgo común señalado, las emisiones de azufre crecen considerablemente menos (o, en su caso, decrecen considerablemente más) que las de CO₂.
- En el caso de las emisiones de CO₂, la característica que comparten los países en los que decrecen o crecen menos las emisiones (Tipo 1 más Italia y Japón), y que los diferencia del resto, es que en ellos se combinan un crecimiento económico moderado y decrementos en los dos cocientes, C/E y E/Y . En estos países ha disminuido, en promedio, algo más el cociente E/Y que el C/E . Ahora bien, si nos centramos en los países en los que, efectivamente, disminuyen las emisiones de CO₂, hemos observado que se caracterizan por ser los que han experimentado un crecimiento económico

menor y una reducción mayor del cociente C/E que, en algunos casos, se suma a una contracción también importante del cociente E/Y y, en otros, como Suecia y Francia, es el componente fundamental de la reducción de las emisiones. Esta conclusión subraya la importancia de un cambio en la mezcla de combustibles para conseguir un decremento duradero de este tipo de emisiones, incluso aunque se hayan producido mejoras en la estructura productiva y en la eficiencia energética.

- En el caso del azufre, los países en los que disminuyen las emisiones en el periodo 73-99 son los Tipo 1 más Italia, Japón e Irlanda. La característica que comparten estos países, y que los diferencia del resto, es que en ellos se combinan crecimientos económicos moderados (excepto Irlanda) y decrementos en los dos cocientes, E/Y y S/E . En ellos, el efecto dominante es la disminución del cociente S/E (muy superior a la del cociente C/E). En general, en los países en los que se han reducido las emisiones de azufre se han producido caídas en la ratio S/E muy superiores a las del resto.
- En los países Tipo 2 hay, en general, un predominio del efecto crecimiento económico, especialmente notable en los asiáticos.

A.2) Conclusiones de la descomposición por subperiodos.

Para el caso del CO_2 :

- La descomposición por periodos confirma la importancia de la crisis de 1979 (en algunos países OCDE y de Europa Oriental) y de la caída del muro (en países de Europa del Este) en el hecho de que se produzca una transición discontinua en la relación CO_2 -PIB. No parece que los acuerdos, no obligatorios, que se firmaron en el Convenio sobre el Cambio Climático hayan repercutido sensiblemente en la reducción de las emisiones.
- Posiblemente el impacto de la crisis de 1979 fuera mayor que la de 1973 por la rigidez de la demanda de petróleo a corto plazo y porque en el segundo choque petrolífero la depresión económica fue más profunda, a lo que se sumó que las medidas de ahorro energético adoptadas previamente comenzaban a dar resultados.

- En los países Tipo 1-A, el hecho de que la mayor reducción de las emisiones (en algunos casos, la única) se produzca en el periodo 79-85 se explica básicamente porque es en este periodo cuando experimentan la mayor disminución en los cocientes C/E y E/Y . Sin embargo, no puede decirse que en todos los casos este sea el periodo de menor crecimiento económico.
- En los países Tipo 1-B, la caída más importante de las emisiones tiene su origen en la reestructuración económica experimentada por los países de Europa del Este después de 1989. En este proceso, la disminución de las emisiones va asociada, inicialmente, a la fuerte contracción del PIB observada en el periodo 85-92 pero continúa en el periodo siguiente (92-99) a pesar de que el PIB se recupera. En esta segunda fase, domina el efecto generado por la disminución del cociente E/Y que puede estar recogiendo tanto el efecto de un cambio estructural como el de mejoras tecnológicas.

Para el caso del azufre:

- Son muchos los países que reducen sus emisiones en el periodo 73-99 en los cuales la principal disminución se produce en periodos posteriores a los de las crisis petrolíferas. Esto lleva a considerar que, en los países Tipo 1-A, a las reducciones de las emisiones derivadas de las medidas de política energética adoptadas como respuesta a las crisis de los setenta habría que sumar los efectos de las políticas internas de control de las emisiones que se habrían visto fortalecidas por los acuerdos internacionales. Dichos acuerdos habrían facilitado la adopción de compromisos de reducción cada vez más exigentes. En todos los países Tipo 1-A el periodo en el que más disminuyen las emisiones de azufre coincide con la caída más acusada del cociente S/E .
- En los países Tipo 1-B, aunque haya tenido un gran peso el proceso de reestructuración económica en la reducción de las emisiones de azufre, hay que considerar que las disminuciones importantes del cociente S/E pueden estar también influidas por los acuerdos internacionales suscritos (Hungría, República Checa y Eslovaquia ratificaron el Protocolo de Helsinki) y, sobre todo, por las condiciones de acceso a la

Unión Europea firmadas por estos países a principios de los noventa, lo que supuso que su política medioambiental haya estado desde entonces muy condicionada por la aproximación a la legislación y compromisos de la Unión Europea. A esto cabe añadir que se trata de países perjudicados por la acidificación.

- En el caso de los países de cohesión, en los que no había una preocupación especial por los problemas de acidificación, ha sido el proceso de acercamiento y, posteriormente, de pertenencia a la Unión Europea el que ha ido marcando sus compromisos de política medioambiental.
- Un análisis más detallado de lo sucedido en algunos países asiáticos nos ha permitido advertir que el periodo en el que más disminuyen las emisiones coincide con la adopción de medidas medioambientales más estrictas. Estas son, en general, una respuesta bien a las demandas ciudadanas ante la percepción del daño causado bien a las exigencias de organismos internacionales o a ambas. El caso de Corea del Sur nos ha permitido observar también la importancia de las instituciones democráticas en la implementación de políticas medioambientales y el efecto impulsor de organizaciones internacionales con estándares medioambientales más exigentes (en este caso, la pertenencia a la OCDE).

B) Conclusiones de la descomposición econométrica.

Resumimos, a continuación, las conclusiones expuestas en el epígrafe 6.3.4.

En primer lugar, debe destacarse que los coeficientes estimados para las dos variables relacionadas con el PIB tienen signo contrario. Este resultado implica la existencia de un *tradeoff* entre los efectos reductores asociados al hecho de que se logre un nivel de PIB por habitante más elevado (mayor inversión en I+D, una composición sectorial más limpia, etc.) y los que van unidos al proceso de crecimiento necesario para alcanzar ese PIB, que operarían en el sentido opuesto.

En segundo lugar, los resultados obtenidos en la estimación del modelo para las restantes variables explicativas tienen algunas implicaciones interesantes para la esfera política.

Por una parte, el coeficiente estimado para la variable que recoge el crecimiento de los precios del petróleo ha resultado no significativo cuando la variable dependiente eran las emisiones de CO₂ y, en nuestra primera estimación, significativo pero positivo cuando eran las de azufre. En el primer caso, el resultado estaría reflejando la escasa elasticidad-precio a corto plazo de los combustibles generadores de CO₂, aunque también es posible que el efecto del crecimiento de los precios pueda estar siendo recogido, al menos parcialmente, por el crecimiento del peso de la energía nuclear, cuyo coeficiente es significativamente menor que cero. En el caso del azufre, el coeficiente de los precios de la energía deja de ser significativo cuando se introducen en el modelo variables ficticias para los años de crisis de los setenta. De ahí que concluyamos que el signo positivo de dicho coeficiente estaría explicando la respuesta inmediata a los fuertes incrementos de los precios del petróleo de las crisis de los setenta, la cual habría supuesto la sustitución de combustibles por otros más baratos pero también más emisores de azufre. Una razón que puede explicar que sea más factible esa sustitución a corto plazo en el caso del azufre que en el del CO₂ es el hecho de que las principales fuentes generadoras de emisiones de azufre son las centrales térmicas y algunas actividades industriales, las cuales pueden sustituir en un plazo breve (sin necesidad de modificaciones en sus instalaciones ni en sus procesos productivos) los carbones que emplean por otros más baratos pero de mayor contenido en azufre. Por el contrario, en el caso del CO₂, una parte importante de las emisiones están asociadas al transporte u otras actividades en las que no es posible la sustitución inmediata de los combustibles utilizados, siendo así más inelásticas a las variaciones en el precio.

La implicación de interés para la acción política que se deduce de estos resultados es que una medida para reducir las emisiones basada en el incremento del precio de los combustibles fósiles puede o bien no ser efectiva, al menos a corto plazo, o bien llegar a ser incluso medioambientalmente contraproducente al estimular el uso de combustibles más baratos pero también más emisores o de fuentes de energía, como la nuclear, con otros efectos adversos sobre el medio ambiente y sobre las futuras generaciones. Por tanto, cualquier decisión que se tome en ese sentido, si con ella se pretende mejorar la calidad ambiental, no puede obedecer exclusivamente a objetivos de política energética sino que debe basarse en un análisis pormenorizado de sus posibles impactos medioambientales.

Por otra parte, el coeficiente estimado para la variable “densidad de población” ha resultado no significativo cuando la variable dependiente eran las emisiones de CO₂ pero significativo y negativo cuando eran las de azufre. Este resultado sería coherente con el hecho de que las emisiones de azufre son un contaminante local con efectos directamente perceptibles pero no así las de carbono. La relación que deducimos de ello es que, cuando los efectos son locales y tangibles, a mayor densidad de población, mayor el número de ciudadanos perjudicados por las emisiones de azufre lo que implica, primero, que el daño percibido “agregado” será superior y, segundo, que también lo será la capacidad para presionar a las autoridades (en contextos democráticos).

Por último, los cambios tecnológicos exógenos (cambios tecnológicos y estructurales constantes a lo largo del periodo considerado y, por tanto, no relacionados con las restantes variables del modelo) tendrían efectos positivos sobre las emisiones de ambos contaminantes.

♦ Conclusión general

El objetivo central que ha guiado nuestra investigación empírica ha sido estudiar aquellos casos concretos en los que la relación PIB-emisiones ha seguido una trayectoria de U invertida, con el fin de comprobar si obedecen o no a los supuestos subyacentes en la hipótesis CKA, esto es, si las actuaciones (tanto intencionadas como no intencionadas) que han conducido a la disociación de las dos variables están sistemáticamente ligadas a una economía creciente y en desarrollo. Además, nos hemos planteado si tal disociación puede mantenerse en el tiempo sin la intermediación de las políticas públicas.

En respuesta a la primera cuestión, hemos obtenido dos resultados subrayables.

El primero es que los acontecimientos “desencadenantes” de la transición renta-CO₂ (crisis petrolíferas de los setenta y transición hacia el mercado en los países de Europa del Este) no están sistemáticamente asociados a una economía en crecimiento y ni siquiera responden a motivaciones medioambientales. En el caso del azufre los resultados son más ambiguos, ya que, por un lado, no todos los países comienzan a la vez la transición; por otro lado, tampoco coincide el periodo de mayor reducción de las emisiones; y, por último, porque aunque podría localizarse en el año 1979 el co-

mienzo de la fase en la que se van a producir las caídas más continuadas de las emisiones en muchos países OCDE, en esa fecha coinciden dos acontecimientos con posible impacto en la evolución de las emisiones de azufre: la segunda crisis del petróleo y la firma de la Convención sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia. Por tanto, resulta más complejo detectar un acontecimiento común concreto que explique el comienzo de la disociación y, como consecuencia, también lo es el hecho de determinar el papel que el nivel de renta puede haber desempeñado en ello a través de un incremento de la demanda de calidad ambiental. Aún así, podemos afirmar que no existe un nivel de renta a partir del cual comience a producirse la disociación, por lo que es necesario considerar también otros factores que estén incidiendo en el resultado (por ejemplo, el daño percibido o la presión ejercida por organizaciones supranacionales).

El segundo es una de las conclusiones de la descomposición econométrica, esto es, los efectos contrapuestos de las dos variables relacionadas con el PIB: mientras que el logro de niveles de renta más elevados tendría efectos reductores sobre el crecimiento de las emisiones, las consecuencias del crecimiento económico necesario para alcanzar esos niveles de renta serían las opuestas. Por tanto, es subrayable el hecho de que el propio proceso de crecimiento económico incrementa la presión sobre el medio ambiente, independientemente del nivel de renta alcanzado.

En cuanto a la segunda cuestión, esto es, si la disociación puede sostenerse sin la intermediación de políticas públicas intencionadas, resulta especialmente relevante una de las conclusiones obtenidas de nuestro análisis de descomposición con datos agregados: el hecho de que el factor decisivo para explicar una disminución duradera de las emisiones, en especial en los países OCDE, se encuentra en el decremento del cociente entre las emisiones y el consumo de energía. Esto es evidente en el caso del azufre, pero también significativo en el caso del carbono. De nuestro análisis se deduce que, en el caso del azufre, la reducción del cociente S/E (y de las emisiones), casi siempre ha ido precedida de un compromiso político explícito, bien como resultado de las demandas ciudadanas, bien como consecuencia de las presiones de organizaciones supranacionales. Ese compromiso se plasma en los acuerdos de carácter internacional que se han firmado y en el elevado grado de cumplimiento de los objetivos planteados.

En el caso del CO₂, también la reducción del cociente C/E (y de las emisiones) ha sido el resultado de un elevado grado de intervención pública en la ordenación de la política energética. Ahora bien, cabe subrayar que esa disminución ha sido un efecto colateral de los objetivos de política energética pero no responde a una demanda de calidad ambiental. La consecuencia es que las medidas adoptadas no obedecen a una planificación medioambiental y, por tanto, no tienen en cuenta otros posibles efectos perjudiciales de las opciones escogidas (la energía nuclear, por ejemplo). Además, en muchos casos, cuando los precios del petróleo dejan de ser elevados, las actuaciones públicas no se mantienen y el crecimiento económico vuelve de nuevo a ser el efecto dominante sobre las emisiones.

En resumen, nuestro trabajo de investigación nos conduce a la conclusión de que la disociación entre el crecimiento de la renta y el crecimiento de las emisiones no es una consecuencia sistemática del proceso de crecimiento económico y, por lo tanto, no existe un determinado nivel de renta a partir del cual comience a reducirse, en su conjunto, la presión sobre el medio ambiente. Además, parece decisiva la intervención del sector público (adoptando medidas, promoviendo acuerdos, planificando la provisión energética, etc.) para lograr revertir de modo sostenido el efecto impulsor que sobre las emisiones ejerce el propio proceso de crecimiento económico (es posible una reducción de las emisiones coyuntural como fruto de acontecimientos específicos pero el hecho de que se mantenga en el tiempo parece requerir la intervención pública).

Son muchos los factores condicionantes que permiten que, en casos concretos, la curva PIB-emisiones adopte una forma de U invertida, entre ellos cabe destacar:

- a) Las características específicas del contaminante.
- b) El daño percibido.
- c) La existencia de los canales necesarios para que los que se sienten perjudicados, directa o indirectamente, por el daño ambiental puedan ver atendidos sus intereses.
- d) La disponibilidad de tecnologías reductoras que no impliquen cambios excesivos en los hábitos de vida.
- e) El ritmo de crecimiento económico.

Dada la importancia que puede tener la actuación gubernamental para que se reduzca la presión ejercida sobre el medio ambiente - es más, para que esa reducción se mantenga a pesar del efecto contrario del crecimiento económico-, la disociación entre el crecimiento de la renta y la presión medioambiental dependerá de la existencia de los canales necesarios para que los que se sienten perjudicados, directa o indirectamente, por el daño medioambiental puedan ver atendidos sus intereses. De ahí la importancia del sistema político vigente, del acceso a la información y del grado de organización de los grupos de presión.

Ahora bien, las medidas que se adopten para reducir la presión sobre el medio ambiente deben obedecer a una planificación no sólo económica sino también medioambiental ya que, de no ser así, nada garantiza que las actuaciones que se lleven a cabo para mitigar un determinado problema medioambiental sean respetuosas con la multifuncionalidad del medio ambiente y con las futuras generaciones.

En cualquier caso, en un marco internacional en el que los procesos globalizadores presionan para que se reduzcan los estándares medioambientales con el fin de mejorar la competitividad vía precios, la otra cara de la globalización, esto es, los acuerdos de carácter internacional y las exigencias de determinadas organizaciones e instituciones internacionales pueden funcionar como contrapeso en las decisiones de política medioambiental de los gobiernos.

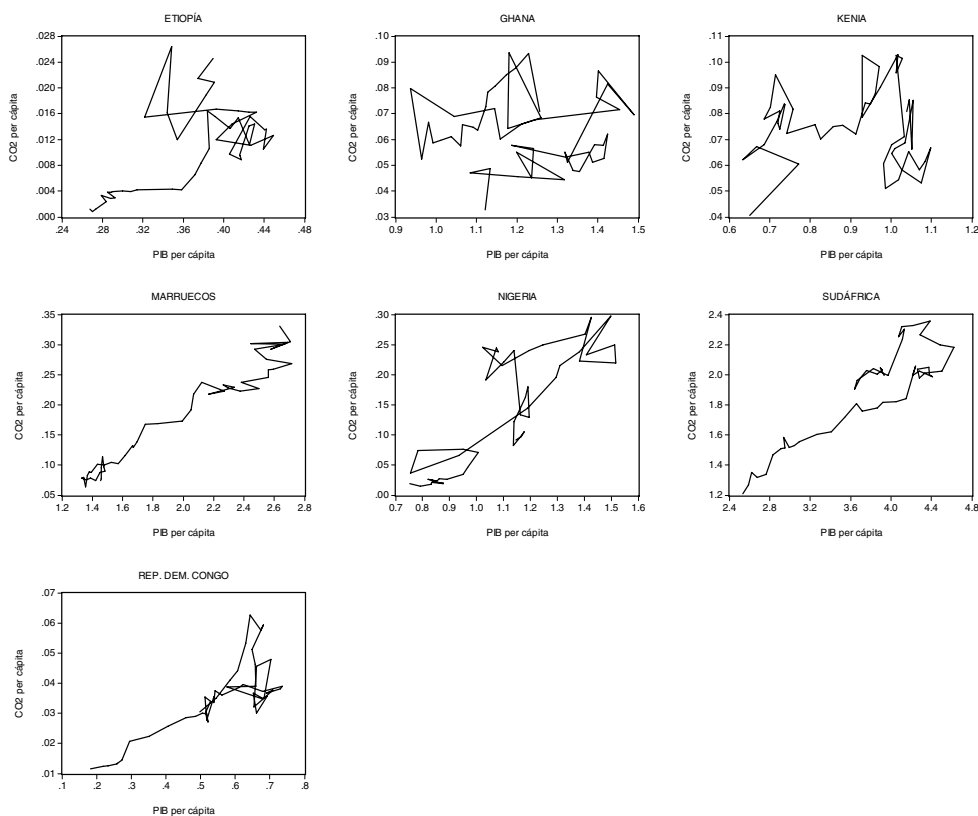
Apéndices



Apéndice 1

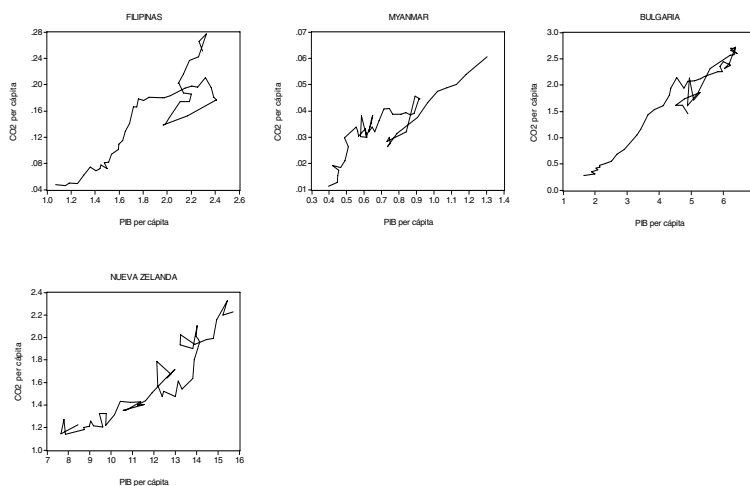
Gráficos de la relación CO_2 -PIB en los países clasificados como Tipo 3

Gráfico A.1.1.- Análisis gráfico de las emisiones de CO_2 : ÁFRICA: Etiopía, Ghana, Kenia, Marruecos, Nigeria, Sudáfrica y Zaire



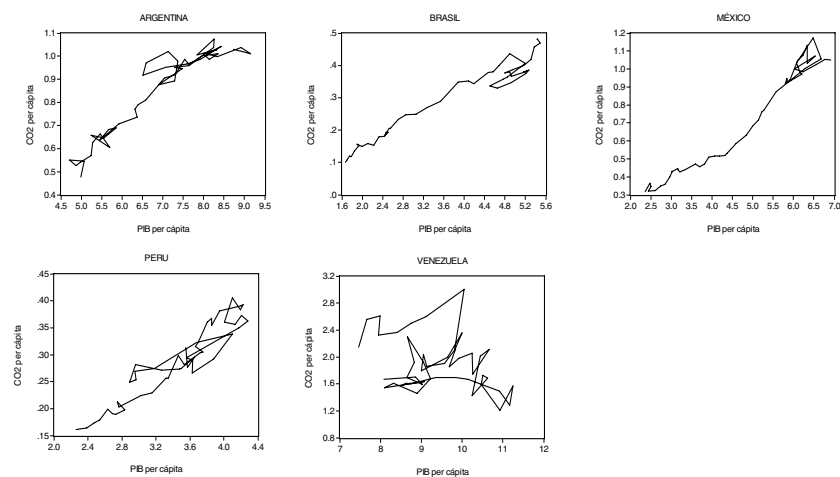
FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al.*, 2002). El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO_2 per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

Gráfico A.1.2.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: ASIA: Filipinas y Myanmar. EUROPA DEL ESTE: Bulgaria. OCDE94: Nueva Zelanda



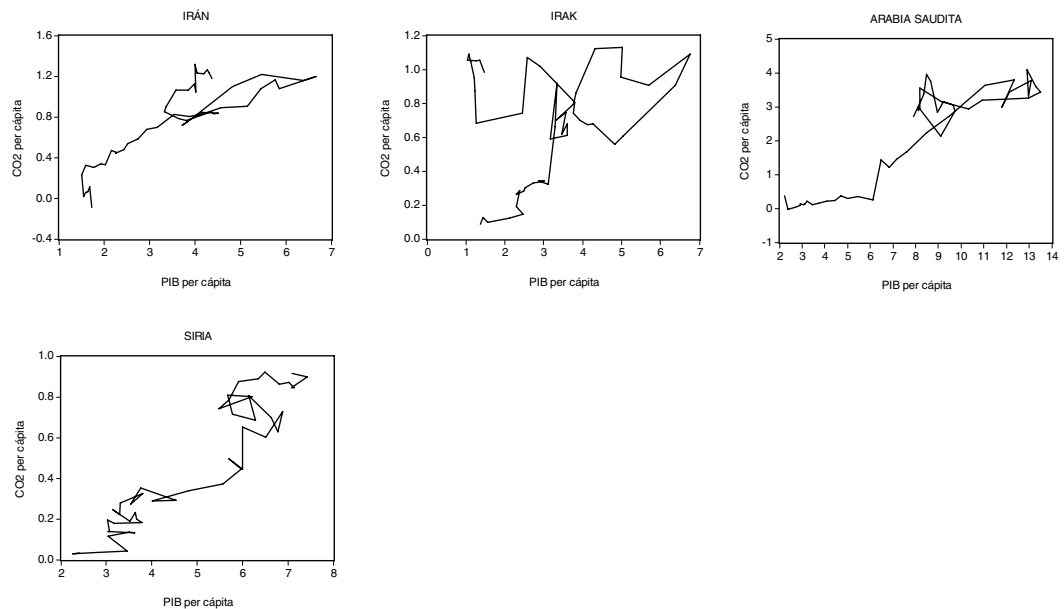
FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002). El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

Gráfico A.1.3.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: AMÉRICA LATINA: Argentina, Brasil, México, Perú y Venezuela



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al*, 2002). El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

Gráfico A.1.4.- Análisis gráfico de las emisiones de CO₂: ORIENTE MEDIO: Irán, Irak, Arabia Saudita y Siria



FUENTE: Elaboración propia a partir de datos de University of Groningen and Conference Board (2002) y CDIAC (Marland *et al.*, 2002). El PIB per cápita está expresado en miles de dólares de 1990 por habitante y las emisiones de CO₂ per cápita están expresadas en toneladas métricas de carbono.

Apéndice 2

Comparación de la curva CO_2 -PIB

Gráfico A.2.1.- Comparación de las curvas CO_2 -PIB que resultarían para Noruega con los datos de emisiones de CO_2 del CDIAC (Marland *et al*, 2002) y con los de la Agencia Internacional de la Energía (World Resources Institute, 2003)

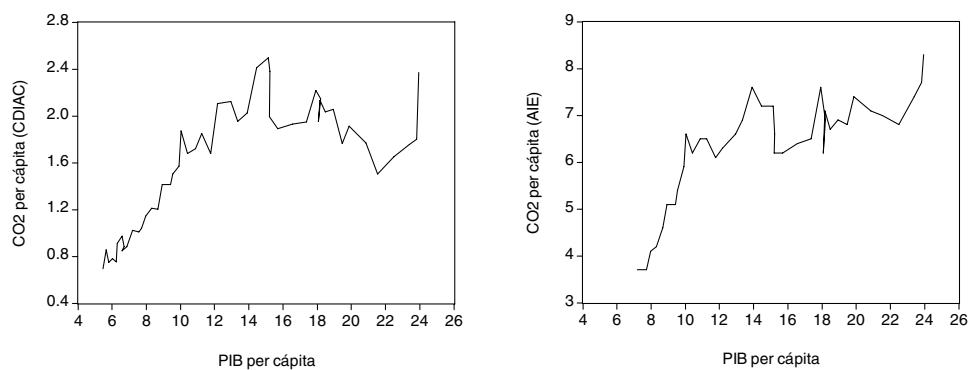
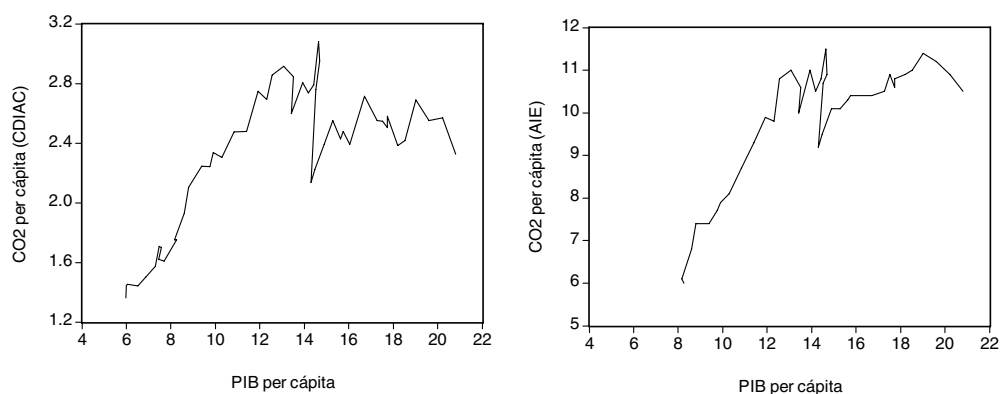


Gráfico A.2.2.- Comparación de las curvas CO_2 -PIB que resultarían para Holanda con los datos de emisiones de CO_2 del CDIAC (Marland *et al*, 2002) y con los de la Agencia Internacional de la Energía (World Resources Institute, 2003)



Apéndice 3

Análisis de los componentes de la descomposición con datos agregados para el período 1973-1999 (tablas 6.1 y 6.2)

1. CRECIMIENTO ECONÓMICO EN EL PERIODO 1973-1999

Todos los países seleccionados presentan tasas de crecimiento del PIB positivas en el período.

En líneas generales, el crecimiento económico medio es menor en los países Tipo 1 (2,03) que en los países Tipo 2 (4,68). Dentro de los países Tipo 1, las tasas de crecimiento del PIB son menores en los países Tipo 1-B. De los países Tipo 2, son los países pertenecientes a la OCDE94 los que menos crecen y los países asiáticos son los que más lo hacen.

2. CRECIMIENTO DEL COCIENTE E/Y DURANTE EL PERIODO 1973-1999

En nuestro estudio, el hecho de que el consumo de energía por unidad de PIB aumente puede estar reflejando todos o algunos de los siguientes acontecimientos:

- Un cambio estructural hacia actividades productivas más consumidoras de energía (lo que también podría deberse a un efecto desplazamiento de actividades “sucias” desde economías más ricas).
- Una menor eficiencia en el uso de los *inputs* energéticos.
- Un crecimiento importante del consumo energético relacionado con el transporte (dado que nuestro dato agregado del consumo de energía incluye también el del transporte).

En principio, podría esperarse que las economías más desarrolladas exhibiesen tasas de crecimiento negativas en el cociente E/Y (un cambio a una estructura productiva más “limpia” y una mayor eficiencia energética que compensasen el incremento del consumo energético del transporte) mientras que podrían ser positivas en los países en desarrollo con un fuerte crecimiento industrial durante el periodo, lo que aún sería más probable si existiese un efecto desplazamiento.

Efectivamente, los países más ricos de la OCDE94 –esto es, todos los que figuran en el Tipo 1-A más Italia, Japón y Australia– tienen tasas de crecimiento de este cociente (E/Y) negativas (excepto Suiza, con un crecimiento muy moderado). Sin embargo, no se observa estrictamente lo contrario en el resto de los países.

Por un lado, están los países Tipo 1-B (de Europa del Este). Podría esperarse un desplazamiento de actividades “sucias” desde los países de la Unión Europea, más exigentes medioambientalmente y con economías más maduras, hacia Europa Oriental, lo que daría lugar a un incremento del cociente E/Y . Sin embargo, las tasas de crecimiento de esta ratio en los países Tipo 1-B es negativa. Esto se debe al hecho de que estas economías partían de un consumo energético muy elevado por unidad de PIB, dada su estructura industrial y su tecnología poco eficiente energéticamente, de forma que el proceso de reestructuración experimentado ha supuesto una disminución del cociente E/Y que compensaría cualquier posible efecto desplazamiento. Puede observarse en la Tabla 6.5 que la disminución del consumo energético por unidad de PIB en el sector industria en estos países está en la línea de la experimentada por los países más desarrollados. Pero a todo esto hay que añadir que muchos países de Europa del Este, entre ellos los tres Tipo 1-B (en realidad cuatro actualmente), firmaron a principios de los noventa acuerdos con la Unión Europea en los que se determinaban las condiciones de acceso, por lo que la política medioambiental en estos países ha estado muy influida desde entonces por la aproximación a la legislación y a los compromisos de la Unión Europea.

También cabría esperar un crecimiento de E/Y positivo en los países asiáticos. Por un lado, por los fuertes procesos de crecimiento industrial y económico de estos países (lo que afectaría también al transporte) y, por otro lado, porque podría esperarse un desplazamiento de actividades “sucias” desde la OCDE94 hacia estos países. Pero aunque Hong Kong, Taiwán y Corea del Sur tienen tasas de crecimiento de la ratio E/Y positivas (aunque la de Taiwán es muy reducida), son negativas en otros países asiáticos que están experimentando un fuerte crecimiento económico como China, India, Tailandia o Indonesia.

De los países incluidos en “Otros”, el cociente E/Y sólo crece en Egipto.

Por último, debemos referirnos a los países de cohesión de la Unión Europea. Sólo en Irlanda decrece E/Y . Por el contrario, el crecimiento de la ratio E/Y es positivo en los otros tres países de cohesión (España, Grecia y Portugal). También es positivo en Turquía. Estos cuatro países (España, Grecia, Portugal y Turquía) son los únicos de la OCDE94 en los que crece el cociente E/Y . La Tabla 6.5 nos proporciona información sobre el crecimiento por sectores del consumo energético por unidad de PIB. Podemos observar que en España y en Grecia el consumo de energía del sector industria por unidad de PIB ha disminuido, como sucede en la mayoría de los países OCDE94 (y también no-OCDE que no son del área asiática), pero se aprecia en ellos un crecimiento en el sector transporte y en el residencial superior al del resto de países OCDE94 que se unen también a un crecimiento del sector comercial. Por el contrario, en Portugal y en Turquía crece el consumo energético por unidad de PIB en la industria. En el caso del Portugal esto se une a una expansión de todos los restantes sectores excepto el agrícola.

Tabla A.3.1.- Crecimiento medio anual (%) entre 1973 y 1999 del consumo de energía por unidad de PIB por sectores

PAÍSES(1)	AGRICULTURA	INDUSTRIA	COMERCIO(2)	RESIDENCIAL	TRANSPORTE
TIPO 1-A					
Suecia	-1,81	-2,22	4,47	-2,90	-0,24
Francia	-1,74	-2,22	-3,98	1,57	0,38
Alemania	-0,66	-2,85	-2,21	-1,47	0,48
Reino Unido	-3,98	-3,38	-1,15	-1,12	-0,05
Bélgica	0,50	-2,07	2,77	-2,63	0,50
Suiza	1,80	-1,01	5,03	4,94	0,76
Dinamarca	-2,34	-2,71	5,05	-3,68	-0,58
Austria	6,83	-2,00	4,55	-2,23	-0,52
Holanda	7,56	-2,47	0,79	-3,28	0,04
Finlandia	-1,25	-0,54	3,75	-1,78	-0,25
EEUU	-3,67	-3,69	-2,17	-2,69	-1,59
Canadá	2,21	-1,44	-1,27	-2,19	-1,12
Noruega	6,65	-2,70	1,99	-0,65	-0,77
TIPO 1-B					
Checoslovaquia	-2,84	-2,44	4,64	-1,20	0,22
Hungría	-2,05	-2,73	2,91	0,70	0,68
Polonia	2,03	-2,82	-2,04	-0,26	-0,97
TIPO 2					
OCDE94					
Italia	-0,39	-2,48	2,82	-1,21	0,52
Japón	2,03	-2,78	0,10	0,39	0,11
Irlanda	4,52	-3,28	1,91	-3,63	-1,03
Australia	-2,08	-1,68	2,34	-1,20	-0,63
España	-2,36	-1,21	3,12	2,01	1,36
Grecia	-0,34	-0,91	5,41	0,76	1,78
Turquía	0,99	1,71	1,10	-2,05	-0,22
Portugal	-0,73	0,96	3,33	0,68	1,55

Tabla A.3.1 (cont.).- Crecimiento medio anual (%) entre 1973 y 1999 del consumo de energía por unidad de PIB por sectores

PAÍSES(1)	AGRICULTURA	INDUSTRIA	COMERCIO(2)	RESIDENCIAL	TRANSPORTE
TIPO 2					
ASIA					
Sri Lanka		-2,68	5,33	-5,07	-1,66
China		5,08			2,47
India	4,92	1,46	-2,31	9,38	0,14
Hong Kong		-2,25	2,80	-1,24	1,76
Taiwán	-4,67	-0,89	-0,78	0,43	0,41
Corea del Sur	18,12	0,61	4,73	-4,26	1,97
Tailandia	-2,21	0,57	2,38	-3,34	0,57
Indonesia	2,50	4,29	6,53	-2,11	2,32
OTROS					
Colombia	7,95	-0,35	2,96	-3,33	0,02
Israel	2,43	-0,63		3,47	-1,60
Chile	4,89	-0,34	2,24	-1,23	0,04
Egipto	-5,66	-0,21	4,78	-0,56	-0,47
(1) Los países están clasificados por grupos y, dentro de ellos, están ordenados en función del decremento de sus emisiones de CO ₂ , de mayor a menor decremento.					
(2) Comercio y servicios públicos.					
NOTA: Las tasas de Checoslovaquia se han calculado sumando el consumo energético de la República Checa y Eslovaquia.					

FUENTE: Elaboración propia con datos del consumo de energía por sectores proporcionados por el Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2003). Se trata de valores calculados por la Agencia Internacional de la Energía.

2. COMPARACIÓN DEL CRECIMIENTO DE LOS COCIENTES *C/E* Y *S/E* EN EL PERIODO 1973-1999

♦ Crecimiento de la ratio *C/E*

La tasa de crecimiento del cociente *C/E* es negativa en todos los países Tipo 1 y en los países de la OCDE94 pertenecientes al Tipo 2, excepto en Grecia, Turquía y Portugal. Aún así, la reducción es muy ligera en Australia.

En Asia, son Hong Kong, Taiwán y Corea del Sur los que tienen tasas negativas mientras que el resto de los países asiáticos tienen crecimientos positivos en esta ratio.

En los restantes países Tipo 2, Chile y Egipto presentan un crecimiento negativo en esta tasa; en Colombia la variación es mínima y sólo es claramente positivo en Israel.

Ahora bien, es importante resaltar que los países Tipo 1 que disminuyen sus emisiones de CO₂ en términos absolutos tienen, en general, mayores decrementos en el cociente *C/E* que el resto. De esos diez países, en cinco de ellos ese decremento supera el 1% (Suecia, Francia, Bélgica, Suiza y Checoslovaquia) y se aproxima a esa cifra en Alemania, Reino Unido y Hungría. Sólo estarían por debajo Dinamarca y Polonia que son, precisamente, los países en los que menos decrecen. Por el contrario, si nos fijamos en lo que sucede en los países en los que crecen las emisiones de carbono, sólo Finlandia presenta una disminución en esta ratio superior al 1% en los países Tipo 1 y únicamente Corea del Sur en los países Tipo 2. En el resto de los países o bien esta ratio crece o bien experimenta decrementos, pero alejados del 1%.

Por tanto, parece que la evolución de este cociente puede haber sido importante en la consolidación de la reducción de las emisiones de CO₂.

♦ Crecimiento de la ratio *S/E*

Dejando a un lado los países asiáticos, el crecimiento de esta ratio es negativo en todos los países excepto en Turquía. Por el contrario, en los países asiáticos sólo es negativa en Sri Lanka, Taiwán y Corea del Sur (estos dos últimos figuraban también entre los tres países asiáticos en los que disminuía el cociente *C/E*).

Podemos señalar que estas reducciones en *S/E* son especialmente elevadas en los países Tipo 1 de Europa Occidental más Italia y Japón, donde oscilan entre el 5,66 de Dinamarca y el 9,40 de Austria. También son importantes en Checoslovaquia (6,53), Hungría (4,49), Taiwán (4,15) y Corea del Sur (5,56).

Un poco por debajo estarían las caídas en esta ratio de Canadá (3,94) y Estados Unidos (3,24).

Entre el 2 y el 3% estarían las de Irlanda (2,90), España (2,47), Israel (2,40) y Polonia (2,15). El resto de los países tendría disminuciones inferiores al 2%, aunque en la mayoría de los casos son inferiores al 1% (sólo en Egipto decrecen un 1,19).

Puede destacarse lo poco que se reduce esta ratio en Australia, especialmente si lo comparamos con la de otros países con una renta per cápita elevada como los de Norteamérica y Europa Occidental.

♦ Comparación del crecimiento de los ratios C/E y S/E

Podemos decir que en la mayoría de los países la ratio S/E ha crecido menos –o, en su caso, ha decrecido más– que C/E ¹.

Entre las excepciones podemos citar los casos de Hong Kong y Turquía. En Hong Kong disminuye C/E pero aumenta S/E . En Turquía los dos cocientes crecen pero lo hace más S/E .

También pueden citarse como excepciones Australia y Chile, pero en estos casos es debido a que el decremento en los dos ratios es muy similar.

¹ Incluso en algunos países aumenta el cociente C/E pero hay un decremento de S/E . Esto sucede en Grecia, Portugal, Sri Lanka, Colombia e Israel.

Apéndice 4

Políticas para la reducción de las emisiones de azufre en Irlanda, España y Grecia

En *Irlanda*, las reducciones en las emisiones de azufre entre 1980 y 1993 se atribuyen al cambio hacia el gas natural; a la reducción en el contenido de azufre del gasóleo utilizado; y a una reducción en el contenido de azufre del carbón quemado en la planta de generación de electricidad de Moneypoint. En realidad, en Irlanda los problemas medioambientales han sido menores en comparación con lo sucedido en países más industrializados de Europa. Se considera que la Ley de Contaminación Atmosférica de 1987 habría sido el primer paso para agrupar un marco legal dentro del cual puedan adoptarse medidas que permitan actuar sobre los crecientes problemas de contaminación atmosférica, además de permitir la incorporación en la legislación irlandesa de las Directivas europeas.

En *España*, cabe recordar que en junio de 1985 se firma el tratado de adhesión a la CEE y el 1 de enero de 1986 se produce la incorporación plena. Por tanto, aunque la primera norma importante es la Ley 38/1972 de Protección de Ambiente Atmosférico, desarrollada mediante el Decreto 833/1975, este decreto ha sufrido posteriormente modificaciones parciales, la mayoría de ellas para adaptar la legislación española a las exigencias comunitarias. La primera de esas modificaciones del Decreto 833/1975, relacionada con los valores de inmisión, fue precisamente en 1985 mediante el Real Decreto 1613/1985 donde se establecían nuevas normas de calidad del aire en lo referente a contaminación por dióxido de azufre y partículas con el fin de incorporar la Directiva 80/779/CEE. En otra modificación posterior (Real Decreto 1321/1992), se establecieron nuevas normas sobre la contaminación por dióxido de azufre incorporando la Directiva 89/427/CEE. Por tanto, en general, las normas sobre emisiones de dióxido de azufre se han ido modificando como respuesta a las exigencias comunitarias.

Grecia es, junto con Portugal, uno de los pocos países europeos que no cumplió con los objetivos de Helsinki en el periodo establecido. Ciertamente es que ninguno de ellos era firmante

del Protocolo pero tampoco lo eran ni España ni Irlanda. En Grecia la única disminución se produce en el periodo 92-99.

Siguiendo a Lekakis (2000), los primeros esfuerzos serios para actuar sobre las cuestiones medioambientales en Grecia surgen a principios de los setenta por iniciativa de algunas organizaciones internacionales (OMS y el Programa para el Desarrollo de las Naciones Unidas), preocupadas por los problemas potenciales de contaminación ambiental que pudieran derivarse de la alta tasa de urbanización en Atenas. Esto condujo a que se pusiera en marcha en 1973 el Proyecto para el Control de la Contaminación Ambiental. Estas iniciativas se producen antes de que sean notorias las demandas de calidad ambiental de los ciudadanos. En 1975, Grecia será uno de los primeros países en aprobar una Constitución con una referencia expresa a la necesidad de protección ambiental y a la responsabilidad del gobierno en dicha cuestión. En 1976, el Proyecto para el Control de la Contaminación Ambiental comienza a monitorizar dos contaminantes atmosféricos que son: el dióxido de azufre y el smoke en la región de Atenas.

A pesar de los pasos señalados, en 1979 se remitió al Parlamento una Ley de Control de la Contaminación medioambiental (que permitía actuaciones más específicas del gobierno, incluyendo la introducción de límites de emisiones de fuentes estacionarias) y no fue aprobada, probablemente, según Lekakis (2000), por el posible impacto de la misma sobre el sector manufacturero que estaba tratando de superar la crisis de 1979. No es hasta 1985 cuando el Parlamento aprueba la Ley de Política Ambiental, ley que sólo establece líneas generales de actuación como su versión preliminar de 1979. Es entre finales de los setenta y principios de los ochenta cuando se producen más protestas públicas por la falta de control sobre la contaminación.

Según Lekakis (2000), por tanto, se han hecho esfuerzos para aminorar el problema de la contaminación atmosférica, en parte como resultado de las iniciativas de agencias internacionales y, en parte, derivados de la actuación del Estado, el cual ejercía, por un lado, como representante de las demandas ciudadanas de aire limpio pero, por otro, también como responsable de estimular el crecimiento económico y la actividad manufacturera. “La Unión Europea particularmente ha sido una fuente de nueva legislación y de fondos para el control de la contaminación atmosférica” (p. 144).

Apéndice 5

Políticas para la reducción de las emisiones de azufre en Taiwán y Hong Kong

En el caso de *Taiwán*, habíamos observado en el análisis gráfico que las emisiones de azufre per cápita máximas se alcanzaban en 1989 y las totales en 1994. En Taiwán la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica se promulgó en 1975, sin embargo no establecía grandes exigencias y el control era bastante débil. En 1986 se crea la Administración para la Protección Medioambiental con el fin de reforzar la protección medioambiental. Como resultado, los estándares medioambientales en Taiwán se han ido situado durante los noventa en los niveles de las principales naciones industrializadas. En 1992, en una enmienda a la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica se incluyeron incentivos económicos. Como resultado en 1995 comenzó a aplicarse una tasa sobre combustibles (carbón, fuel oil, gasolina y diesel) a la que se atribuyen importantes reducciones en las concentraciones de SO₂.

En *Hong Kong*, la primera legislación para el control de la contaminación atmosférica data de 1959 (Decreto de Aire Limpio). Su sucesora es el Decreto para el Control de la Contaminación Atmosférica de 1983 que proporciona el marco estatutario para establecer los objetivos de calidad ambiental y estipular los requerimientos anticontaminación para las fuentes de la contaminación atmosférica. Este Decreto permite elaborar regulaciones para un control más específico y efectivo de la contaminación atmosférica. Como subsidiaria a este Decreto se aprobó en 1990 una regulación que prohíbe el uso de combustibles sólidos o líquidos con un elevado contenido en azufre para dispositivos comerciales o industriales. A esta regulación se atribuye la reducción de la contaminación por dióxido de azufre a niveles muy bajos.

Bibliografía

Bibliografía

AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE (2001): *El medio ambiente en Europa: segunda evaluación*, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, en <http://reports.es.eea.europa.eu/92-9167-087-1/es/page014.html> (consulta 11/12/06).

AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE (2003): *El medio ambiente en Europa: tercera evaluación (resumen)*, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, en http://reports.eea.europa.eu/environmental_assessment_report_2003_10-sum/es/ (consulta 11/12/06).

AGRAS, J. y CHAPMAN, D. (1999): "A dynamic approach to the Environmental Kuznets Curve hypothesis", *Ecological Economics*, 28, pp. 267-277.

AGUILERA KLINK, F.; CASTILLA GUTIÉRREZ, C. y SÁNCHEZ PADRÓN, M. (1990): "Economía ecológica, desarrollo sostenible y la ausencia de desarrollo: El contexto del desarrollo local", *Estudios regionales*, 26, pp. 17-28.

AGUILERA KLINK, F. (1991): "Economía del medio ambiente: notas para un estado de la cuestión", *Cuadernos de Economía*, vol. 19, n. 55, Mayo-Agosto, pp. 167-196.

AGUILERA KLINK, F. (1992 a): "Precisiones conceptuales sobre economía ambiental: una relectura de Pigou y Coase", *Revista de Economía*, 14, tercer trimestre, pp. 32-36.

- AGUILERA KLINK, F. (1992 b): “La preocupación por el medio ambiente en el pensamiento económico actual”, *Información Comercial Española*, 711, Noviembre, pp. 31-41.
- AGUILERA KLINK, F. (ed.) (1995): *Economía de los recursos naturales: un enfoque institucional. Textos de S.V. Ciriacy-Wantrup y K.W. Kapp*, Fundación Argentaria, Madrid.
- AGUILERA KLINK, F. (1998): *Economía y medio ambiente: un estado de la cuestión*, Fundación Argentaria, Madrid.
- ALBRECHT, J. (1998): “Environmental policy and inward investment position of U.S. dirty industries”, *Intereconomics*, July-August, pp. 186-194.
- ALBRECHT, J; FRANÇOIS, D, y SCHOORS, K. (2001): “A Shapley decomposition of carbon emissions without residuals”, Working Paper, Universiteit Gent, Faculteit Economie en Bedrijfskunde, December.
- ANG, B.W. (1994): “Decomposition of industrial energy consumption. The energy intensity approach”, *Energy Economics*, 16(3), pp. 163-174.
- ANG, B.W. y PANDIYAN, G. (1997): “Decomposition of energy-induced CO₂ emissions in manufacturing”, *Energy Economics*, 19, pp. 363-374.
- ANG, B.W. y ZHANG, F.Q. (2000): “A survey of index decomposition analysis in energy and environmental studies”, *Energy*, 25, pp. 1149-1176.
- AYRES, R. U. (1996): “Limits to the growth paradigm”, *Ecological Economics*, 19, pp. 117-134.
- AZQUETA OYARZUN, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw Hill, Madrid.
- AZQUETA OYARZUN, D. (1996): “Valoración económica del medio ambiente: una revisión crítica de los métodos y sus limitaciones”, *Información Comercial Española*, 751, Marzo, pp. 37- 46.

- AZQUETA OYARZUN, D. (2002): *Introducción a la Economía Ambiental*, McGraw Hill, Madrid.
- BARBIER, E.B. (1997): "Introduction to the Environmental Kuznets Curve special issue", *Environment and Development Economics*, 2, pp. 369-381.
- BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1982): *La teoría de la política económica del medio ambiente*, Antoni Bosch, Barcelona.
- BECKERMAN, W. (1971): "La deseabilidad del crecimiento económico", *Revista Española de Economía*, Enero-Abril.
- BENHAÏM, J. y SCHEMBRI, P. (1996): "Technical change: an essential variable in the choice of a sustainable development trajectory" en FAUCHEUX, S.; PEARCE, D. y PROOPS, J. (eds.): *Models of sustainable development*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US, pp. 123-150.
- BERGH, J.C.J.M. van den (1996): *Ecological Economics and Sustainable Development. Theory, Methods and Applications*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US.
- BERMEJO, R. (1994): *Manual para una Economía Ecológica*, Bakeaz, Bilbao.
- BIMONTE, S. (2002): "Information access, income distribution, and the Environmental Kuznets Curve", *Ecological Economics*, 41, pp. 145-156.
- BLAMEY, R. y COMMON, M. (1994): "Sustainability and the limits to pseudo market valuation" en BERGH, J.C.J.M. van den y STRAATEN, J. van der (eds.): *Towards sustainable development. Concepts, methods, and policy*, Island Press, Washington, D.C. pp. 165-205.
- BOULDING, K.E. (1989): "La economía futura de la tierra como un navío espacial" en DALY, H. E. (comp.): *Economía, ecología y ética. Ensayos hacia una economía en estado estacionario*, Fondo de Cultura Económica, México.

- BRADFORD, D.F.; SCHLIECKERT, R.; y SHORE, S.H. (2000): "The Environmental Kuznets Curve: exploring a fresh specification", Working Paper nº 8001, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA.
- BROWN, M. B. y FORSYTHE, A. B. (1974): "Robust Tests for the Equality of Variances", *Journal of the American Statistical Association*, 69, pp. 364-367.
- BRUYN, S.M. de; BERGH, J.C. van den y OPSCHOOR, J.B. (1998): "Economic growth and emissions: reconsidering the empirical basis of Environmental Kuznets Curves", *Ecological Economics*, 25, pp. 161-175.
- BUNGE, M. (1989): *Mente y sociedad*, Alianza editorial, Madrid.
- BUÑUEL GONZÁLEZ, M. (1999): *El uso de instrumentos económicos en la política del medio ambiente*, Consejo Económico y Social, Madrid.
- BURROWS, P. (1995): "Nonconvexities and the theory of external costs" en BROMLEY, D. W. (ed.): *The handbook of environmental economics*, Blackwell, Oxford, UK/Cambridge, USA, pp. 243-271.
- CARSON, R.T.; JEON, Y. y McCUBBIN, D.R. (1997): "The relationship between air pollution emissions and income: US Data", *Environment and Development Economics*, 2, pp. 433-450.
- CHUNG-IN, M. y SUNG-HACK, L. (2003): "Weaving through paradoxes: democratization, globalization, and environment politics in South Korea", *East Asian Review*, 15(2), Summer, pp. 43-70.
- CHURCHILL, R.R.; KUTTING, G. y WARREN, L.M. (1995): "The 1994 UN ECE Sulphur Protocol", *Journal of Environmental Law* 7, 2, pp. 169-197.
- CLARK, N.; PÉREZ-TREJO, F. y ALLEN, P. (1995): *Evolutionary Dynamics and Sustainable Development. A Systems Approach*, Edward Elgar, Aldershot, UK/Brookfield, US.

- COASE, R.H. (1960): “The problem of social cost”, *The Journal of Law and Economics*, vol. III, October. Hemos utilizado la versión en castellano: COASE, R.H. (1974): “El problema del coste social” en GALLEGO GREDILLA, I.A. (coord.): *Economía del medio ambiente*, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, pp. 99-173.
- COBB, J. (1989): “Ecología, ética y teología” en DALY, H.E. (comp.): *Economía, ecología y ética. Ensayos hacia una economía en estado estacionario*, Fondo de Cultura Económica, México D.F, pp. 170-184.
- COLE, M.A.; RAYNER, A.J. y BATES, J.M. (1997): “The Environmental Kuznets Curve: an empirical analysis”, *Environment and Development Economics*, 2, pp. 401-416.
- COMISIÓN EUROPEA (1997): *Comunicación al Consejo y al Parlamento sobre una estrategia comunitaria sobre la acidificación*, COM(97)88, Bruselas.
- COMISIÓN EUROPEA (1997): *Climate change. The EU approach for Kyoto*, Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones, COM(97)481, Bruselas.
- COMISIÓN EUROPEA (1999): *Preparación de la aplicación del Protocolo de Kioto*, Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, COM(99)230F, Bruselas.
- COMMON, M. (1988): *Environmental and resource economics: an introduction*, Longman, London/New York.
- CONSTANZA, R.; DALY, H.E. y BARTHOLOMEW, J.A. (1991): “Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics” en CONSTANZA, R. (ed.): *Ecological Economics: The Science and Management of Uncertainty*, Columbia University Press, New York.
- COONDOO, D. y DINDA, S. (2002): “Causality between income and emissions: a country group-specific econometric analysis”, *Ecological Economics*, 40, pp. 351-367.

- CORNES, R. y SANDLER, T. (1986): *The theory of externalities, public goods, and club goods*, Cambridge University Press, Nueva York.
- CROPPER, M.L. y OATES, W.E. (1992): "Environmental Economics: a survey", *Journal of Economic Literature*, vol. XXX, June, pp. 675-740.
- CROPPER, M. y GRIFFITHS, C. (1994): "The interaction of population growth and environmental quality", *American Economic Review*, 84, pp. 250-254.
- CUADRADO ROURA, J.R. (dir.) (2000): *Política Económica. Objetivos e instrumentos*, McGraw Hill, Madrid.
- CUMBERLAND, J.H. (1994): "Ecology, economic incentives, and public policy in the design of a transdisciplinary pollution control instrument" en BERGH, J.C.J.M. van den y STRAATEN, J. van der (eds.): *Towards sustainable development. Concepts, methods, and policy*, Island Press, Washington, D.C., pp. 265-278.
- DALY, H.E. (1989): "La economía en estado estacionario: hacia una economía política del equilibrio biofísico y el crecimiento moral" en DALY, H.E. (comp.): *Economía, ecología y ética. Ensayos hacia una economía en estado estacionario*, Fondo de Cultura Económica, México D.F., pp. 334-367.
- DALY, H.E. (1991): "Criterios operativos para el desarrollo sostenible", *Debats*, 35-36, Marzo-Junio, pp. 38-41.
- DALY, H.E. y COBB, J.B. (Jr) (1993): *Para el bien común. Reorientando la economía hacia la comunidad, el ambiente y un futuro sostenible*, Fondo de Cultura Económica-Economía Contemporánea, México D.F.
- DASGUPTA, S.; LAPLANTE, B.; WANG, H. y WHEELER, D. (2002): "Confronting the Environmental Kuznets Curve", *The Journal of Economic Perspectives*, 16(1), pp. 147-168.

- DOELEMEN, J.A. (1988): "Social determinism, Technology and Economic Externalities" en TISDELL, C. y MAITRA, P. (eds.): *Technological Change, Development and the Environment: Socio-Economic Perspectives*, Routledge, London/New York, pp. 298-321.
- DOWELL, G.; HART, S. y YEUNG, B. (2000): "Do corporate global environmental standards create or destroy market value?", *Management Science*, 46(8), pp. 1059-1074.
- DUBOURG, R. y PEARCE, D. (1996): "Paradigms for environmental choice: sustainability versus optimality" en FAUCHEUX, S.; PEARCE, D. y PROOPS, J. (eds.): *Models of sustainable development*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US, pp. 21-36.
- EHRlich, P.R.; EHRlich, A.H. y HOLDREN, J.P. (1989): "Disponibilidad, entropía y las leyes de la termodinámica" en DALY, H.E. (comp.): *Economía, ecología y ética. Ensayos hacia una economía en estado estacionario*, Fondo de Cultura Económica, México D.F., pp. 56-60.
- EKINS, P. (1994): "The environmental sustainability of economic processes: a framework for analysis" en BERGH, J.C.J.M. van den y STRAATEN, J. van der (eds.): *Towards sustainable development. Concepts, methods, and policy*, Island Press, Washington, D.C., pp. 25-55.
- EKINS, P. (1995): "Economics and sustainability" en RAVAIOLI, C. con PAUL EKINS: *Economists and the environment. What the top economists say about the environment*, Zed Books, London and New Jersey, pp. 161-204.
- EKINS, P. (1997): "The Kuznets curve for the environment and economic growth: examining the evidence", *Environment and Planning A*, 29, pp. 805-830.
- ERIAS REY, A. (2003): "La economía del medio ambiente: un asunto de futuro" en ERIAS REY, A. (coord.): *Economía, medio ambiente y desarrollo sostenible*, Deputación Provincial da Coruña, A Coruña, pp. 23-41.

- ESKELAND, G. y HARRISON, A. (1997): "Moving to greener pastures? Multinationals and the pollution-haven hypothesis", Working Paper nº 1744, World Bank Policy Research Department.
- FABER, M.; MANSTETTEN, R. y PROOPS, J. (1996): *Ecological Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US.
- FAUCHEUX, S.; FROGER, G.; MUNDA, G. (1998): "Multicriteria decision aid and the 'sustainability tree' " en FAUCHEUX, S. y O'CONNOR, M. (eds.): *Valuation for sustainable development. Methods and policy indicators*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Northampton, MA, USA, pp. 187-214.
- FERNÁNDEZ DÍAZ, A.; PAREJO GÁMIR, J.A. y RODRÍGUEZ SÁIZ, L. (1995): *Política Económica*, McGraw Hill, Madrid.
- FRANCO SALA, L. (1995): *Política económica del medio ambiente*, Cedecs Economía, Barcelona.
- FRIEDL, B. y GETZNER, M. (2003): "Determinants of CO₂ emissions in a small open economy", *Ecological Economics*, 45, pp. 133-148.
- FROGER, G. y MUNDA, G. (1998): "Methodology for environmental decision support" en FAUCHEUX, S. y O'CONNOR, M. (eds.): *Valuation for sustainable development. Methods and policy indicators*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Northampton, MA, USA, pp. 167-186.
- GALEOTTI, M. y LANZA, A. (1999): "Desperately seeking (environmental) Kuznets", Nota di lavoro nº 2/99, Fondazione ENI Enrico Mattei.
- GARCÍA ALONSO, J.M. e IRANZO MARTÍN, J.E (1988): *La energía en la economía mundial y en España*, Ed. AC, Madrid.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1975): "Energía y mitos económicos", *El Trimestre Económico*, 168, Octubre-Diciembre, pp. 779-836.

- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1983): "La teoría energética del valor económico: un sofisma económico particular", *El trimestre económico*, 198, Abril-Junio, pp. 829-860.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1989): "La ley de la entropía y el problema económico" en DALY, H.E. (comp.): *Economía, ecología y ética. Ensayos hacia una economía en estado estacionario*, Fondo de Cultura Económica, México D.F., pp. 61-72.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1994): "¿Qué puede enseñar a los economistas la termodinámica y la biología?" en AGUILERA KLINK, F. y ALCÁNTARA, V. (comps.): *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*, Icaria/Fuhem, Barcelona, pp. 303-320.
- GREEN, W.H. (1999): *Análisis econométrico*, Prentice Hall, Madrid, 3ª edición.
- GREENING, L. A.; DAVIS, W.B.; SCHIPPER, L. y KHRUSHCH, M. (1997): "Comparison of six decomposition methods: application to aggregate energy intensity for manufacturing in 10 OECD countries", *Energy Economics*, 19, pp. 375-390.
- GRENNFELT, P. (2000): "The decisive role of research", *Acid News*, 4, pp. 15-17 en <http://www.acidrain.org/pages/publications/acidnews/2000/AN4-00.pdf> (consulta 11/12/06).
- GRINEVALD, J. (1990): "Vernadsky y Lotka como fuentes de la bioeconomía de Georgescu-Roegen", *Ecología Política*, 1, pp. 99-112.
- GROOT, R. de (1992): *Functions of Nature*, Wolters-Noordhoff, Groningen.
- GRÖSSLINGER, E.; RADUNSKY, K. y RITTER, M. (1997): *CORINAIR 1990 summary report I*, European Topic Centre on Air Emissions, European Environmental Agency, Copenhagen, en <http://reports.eea.europa.eu/92-9167-031-6/en/> (consulta 11/12/06).
- GROSSMAN, G. (1993): "Pollution and growth: what do we know?", CEPR DP-848, Centre for Economic Policy Research, London, October.

- GROSSMAN, G. y KRUEGER, A. (1991): "Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement", Working paper nº 3914, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA, November.
- GROSSMAN, G. y KRUEGER, A. (1993): "Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement", en *The US-Mexico Free Trade Agreement*, Ed. P Garber, MIT Press, Cambridge, MA.
- GROSSMAN, G. y KRUEGER, A. (1994): "Economic growth and the environment", Working paper nº 4634, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA, February.
- GROSSMAN, G. y KRUEGER, A. (1995): "Economic growth and the environment", *Quarterly Journal of Economics*, 110, pp. 353-378.
- GUISÁN, M.C. (2001): "Relaciones causales y modelos dinámicos" en: GUISÁN, M.C. et al.: *Crecimiento económico en los países de la OCDE: Modelos de crecimiento y empleo en Irlanda, Francia, España, Alemania, USA y Japón*. Edita Asociación Hispalink-Galicia. Distribuye: Mundi-Prensa. Madrid.
- GUPTA, J. (1997): *The climate change convention and developing countries: from conflict to consensus?*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- HARBAUGH, W.T.; LEVINSON, A. y WILSON, D.M. (2002): "Reexamining the empirical evidence for an Environmental Kuznets Curve", *The Review of Economics and Statistics*, 84(3), pp. 541-551.
- HARDOY, J.; MITLIN, D. Y SATTERTHWAITE, D. (1993): *Environmental problems in Third World cities*, Earthscan, London.
- HEERINK, N.; MULATU, A. y BULTE, E. (2001): "Income inequality and the environment: aggregation bias in Environmental Kuznets Curves", *Ecological Economics*, 38, pp. 359-367.

HETTIGE, H.; LUCAS, R. y WHEELER, D. (1992): "The toxic intensity of industrial production: global patterns, trends and trade policy", *American Economic Review*, 82(2), pp. 478-481.

HICKS, J. R. (1965): *Capital y crecimiento*, Ed. Bosch, Barcelona.

HILL, R.J. y MAGNANI, E. (2002): "An exploration of the conceptual and empirical basis of the Environmental Kuznets Curve", *Australian Economic Papers*, 41(2), pp. 239-254.

HOEKSTRA, R. y van den BERGH, J.C.J.M. (2002): "Structural decomposition analysis of physical flows in the economy", *Environmental and Resource Economics*, 23, pp. 357-378.

HOEKSTRA, R. y van den BERGH, J.C.J.M. (2003): "Comparing structural and index decomposition analysis", *Energy Economics*, 25, pp. 39-64.

HOLTZ-EAKIN, D. y SELDEN, T.M. (1992): "Stoking the fires? CO₂ emissions and economic growth", Working paper nº 4248, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA, December.

HOLTZ-EAKIN, D. y SELDEN, T.M. (1995): "Stoking the fires? CO₂ emissions and economic growth", *Journal of Public Economics*, 57, pp. 85-101.

HORVATH, R.J. (1997): "Energy consumption and the Environmental Kuznets Curve debate", Department of Geography, University of Sydney, Sydney NSW.

INSTITUTO DE RECURSOS MUNDIALES (1996): *World Resources. La guía global del medio ambiente. Población y medio ambiente*, Ecoespaña, Madrid.

IPCC (1996): *Technologies, policies and measures for mitigating climate change. IPCC Technical Paper I*, Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2001): *Cambio climático 2001. Tercer informe de evaluación: Informe de síntesis*, Intergovernmental Panel on Climate Change, en http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/vol4/spanish/index.htm (consulta 11/12/06).

JACOBS, M. (1997): *La economía verde. Medio ambiente, desarrollo sostenible y la política del futuro*, Icaria/ Fuhem, Barcelona/Madrid.

JANICKE, M.; BINDER, M. y MONCH, H. (1997): ““Dirty industries”: patterns of change in industrial countries”, *Environmental and Resource Economics*, 9(4), pp. 467-491.

JIMÉNEZ HERRERO, L.M. (1992): *Medio ambiente y desarrollo alternativo*, Iepala textos, Madrid, 2ª edición.

JIMÉNEZ HERRERO, L.M. (1996): *Desarrollo sostenible y Economía Ecológica*, Ed. Síntesis, Madrid.

JUDGE, G.G.; GRIFFITHS, W.E.; HILL, R.C.; LÜTKEPOHL, H; y LEE, T.C. (1985): *The theory and practice of econometrics*, John Wiley & Sons, 2nd edition.

KAUFMANN, R.K.; DAVIDSDOTTIR, B.; GARNHAM, S. y PAULY, P. (1998): “The determinants of atmospheric SO₂ concentrations: reconsidering the Environmental Kuznets Curve”, *Ecological Economics*, 25, pp. 209-220.

KAYA, Y. (1990): “Impact of carbon dioxide emission control on GDP growth: interpretation of proposed scenarios” paper presented at the IPCC Energy and Industry Subgroup, Response Strategies Working Group, Paris, France.

KENNEDY, P. (1998?): *A Guide to Econometrics*, Blackwell.

KRISHNAN, R.; HARRIS, J.M; y GOODWIN, N.R. (eds.) (1995): *A survey of Ecological Economics*, Island Press, Washington D.C.

KUZNETS, S. (1955): “Economic growth and income inequality”, *American Economic Review*, 45, pp. 1-28.

- LAHAYE, N. y LLERENA, D. (1996): "Technology and sustainability: an organisational and institutional change" en FAUCHEUX, S.; PEARCE, D. y PROOPS, J. (eds.): *Models of sustainable development*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US, pp. 205-228.
- LECOMBER, R. (1977): *Crecimiento económico versus medio ambiente*, Macmillan/Vicens-Vives, Barcelona.
- LEE, H. y ROLAND-HOLST, D. (1997): "The environment and welfare implications of trade and tax policy", *Journal of Development Economics*, 52, Febrero, pp. 65-82.
- LEFOHN A.S.; HUSAR, J.D. y HUSAR, R.B. (1999): "Estimating historical anthropogenic global sulfur emission patterns for the period 1850-1990", *Atmospheric Environment*, 33 (21), pp. 3435-3444.
- LEKAKIS, J.N. (2000): "Environment and development in a southern European country: which Environmental Kuznets Curves?", *Journal of Environmental Planning and Management*, 43 (1), pp. 139-153.
- LEVENE, H. (1960): "Robust Tests for the Equality of Variances", en OLKIN, I; GHURYE, S. G.; Hoeffding, W.; MADOW, W. G.; y MANN, H. B. (eds.): *Contribution to Probability and Statistics*, Stanford University Press.
- LEVINSON, A. (1997): "Environmental regulations and industry location: international and domestic evidence" en BHAGWATI, J.N. y HUDEC, R.E. (eds.): *Fair trade and harmonization: prerequisites for free trade?*, Cambridge: MIT Press, pp. 429-458.
- LINDMARK, M. (2002): "An EKC-pattern in historical perspective: carbon dioxide emissions, technology, fuel prices and growth in Sweden 1870-1997", *Ecological Economics*, 42, pp. 333-347.
- LIPSEY, R.G. (1980): *Introducción a la economía positiva*, Vicens universidad, Barcelona, 5ª reedición.

- LIST, J.A. y GALLET, C.A. (1999): "The Environmental Kuznets Curve: does one size fit all?", *Ecological Economics*, 31, pp. 409-423.
- MADDISON, A. (2001): *The World Economy. A millennial perspective*, OECD Development Centre.
- MAGADÁN DÍAZ, M. y RIVAS GARCÍA, J. (1998): *Economía ambiental. Teoría y políticas*, Dykinson.
- MARLAND, G.; BODEN, T.A. y ANDRES, R.J. (2002): Global, Regional, and National Fossil Fuel CO₂ emissions. In *Trends: A Compendium of data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., USA. Datos disponibles en http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/emis/meth_reg.htm (consulta 03/12/02).
- MARTÍNEZ-ALIER, J. con KLAUS SCHLUEPMAN (1987): *Ecological Economics*, Blackwell, Oxford/New York.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1991): "A valoración económica e a valoración ecolóxica como criterios da política medioambiental", *A trabe de ouro*, Tomo I, ano II, Xaneiro-Febreiro-Marzo, Santiago de Compostela, pp. 9-27.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1994): *De la economía ecológica al ecologismo popular*, Icaria, Barcelona.
- McCONNELL, K.E. (1997): "Income and the demand for environmental quality", *Environment and Development Economics*, 2, pp. 383-399.
- MEADOWS, D.H.; MEADOWS, L.D.; RANDERS, J. (1994): *Más allá de los límites del crecimiento*, El País Aguilar, Madrid.
- MILLER, R.E. y BLAIR, P.D. (1985): *Input-Output analysis: foundations and extensions*, Prentice-Hall, Englewood-Cliffs, New Jersey.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1996): *Sistema español de indicadores ambientales, subáreas de biodiversidad y bosque*, Centro de Publicaciones de la Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1998): *Sistema español de indicadores ambientales, subáreas de agua y suelo*, Centro de Publicaciones de la Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1999): *Sistema español de indicadores ambientales, subáreas de atmósfera y residuos*, Centro de Publicaciones de la Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MISHAN, E.J. (1971): *Los costes del desarrollo económico*, Ed. Oikos, Barcelona.

MISHAN, E.J. (1994): “La literatura de posguerra sobre las externalidades: una interpretación” en AGUILERA KLINK, F. y ALCÁNTARA, V. (comp.): *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*, Fuhem/Icaria, Barcelona, pp. 125-134.

MOOMAW, W.R. y UNRUH, G.C. (1997): “Are Environmental Kuznets Curve misleading us? The case of CO₂ emissions”, *Environment and Development Economics*, 2, pp. 451-463.

MUNASINGHE, M. (1993): “El economista y el desarrollo sostenible”, *Finanzas y Desarrollo*, Diciembre, pp. 16-19.

NAREDO, J.M. (1987): *La economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*, Siglo XXI ed., Madrid. Hay una segunda edición (1996) corregida y actualizada.

NAREDO, J.M. (1994): “Fundamentos de la Economía Ecológica” en AGUILERA KLINK, F. y ALCÁNTARA V. (comps.): *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*, Icaria/Fuhem, Barcelona, pp. 373-404.

- NOËL, J.F. y O'CONNOR, M. (1998): "Strong sustainability and critical natural capital" en FAUCHEUX, S. y O'CONNOR, M. (eds.): *Valuation for sustainable development. Methods and policy indicators*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Northampton, MA, USA, pp. 75-97.
- NORGAARD, R.B. (1989): "The case for methodological pluralism", *Ecological Economics*, 1, pp. 37-57.
- OCDE (1998): *Towards sustainable development. Environmental indicators*, OCDE, París.
- O'CONNOR, J. (1990): "Las condiciones de producción. Por un marxismo ecológico, una introducción teórica", *Ecología Política*, 1, pp. 113-130.
- O'CONNOR, J. (1998): *Natural causes: essays in ecological Marxism*, The Guilford Press, New York.
- O'CONNOR, M. (1998): "Ecological-Economic Sustainability" en FAUCHEUX, S. y O'CONNOR, M. (eds.): *Valuation for sustainable development. Methods and policy indicators*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Northampton, MA, USA, pp. 19-42.
- OLARIAGA, X.A. (1988): *Génesis y desarrollo de la Economía de la Educación. Un ensayo metodológico*, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- OLTMANS, W.L. (ed.) (1975): *Debate sobre el crecimiento*, FCE, México.
- OPSCHOOR, J.B. (1990): "Ecologische duurzame economische ontwikkeling: Een theoretisch idee en een weerbarstige praktijk" en NIJKAMP, P. y VERBRUGGEN, H., (eds.): *Het Nederlands Milieu in the Europese Ruimte: Preadviezen van de Koninklijke Vereniging voor Staathuishoudkunde*, Stenfert Kroese, Leiden, pp. 77-126.

- PADRÓN FUMERO, N. (1992): “Objetivos e instrumentos de la política medioambiental: un enfoque institucional”, *Información Comercial Española*, 711, Noviembre, pp. 43-58.
- PANAYOTOU, T. (1993): “Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development”, World Employment Programme Research Working Paper WEP 2-22/ WP 238, International Labour Office, Geneva.
- PANAYOTOU, T. (1997): “Demystifying the Environmental Kuznets Curve: turning a black box into a policy tool”, *Environment and Development Economics*, 2, pp. 465-484.
- PASSET, R. (1996): *Principios de bioeconomía*, Argenteria-Visor, Madrid.
- PEARCE, D. (1991): “The global commons” en PEARCE, D. (ed.): *Blueprint 2. Greening the World Economy*, Earthscan Publications, London, pp. 11-30.
- PEARCE, D.W.; MARKANDYA, A. y BARBIER, E.B. (1991): *Blueprint for a green economy*, Earthscan Publications, London, 5th printing.
- PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1995): *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Colegio de Economistas de Madrid/Celeste Ediciones, Madrid.
- PERMAN, R. y STERN, D.I. (2003): “Evidence from panel unit root and cointegration tests that the Environmental Kuznets Curve does not exist”, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47(3), pp. 325-347.
- PERRINGS, C. (1996): “Ecological resilience in the sustainability of economic development” en FAUCHEUX, S.; PEARCE, D. y PROOPS, J. (eds.): *Models of sustainable development*, Edward Elgar, Cheltenham, UK/Brookfield, US, pp. 231-252.
- PIGOU, A.C. (1994): “Producto neto marginal social y producto neto marginal privado: definiciones” en AGUILERA KLINK, F. y ALCÁNTARA, V. (comp.): *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*, Fuhem/Icaria, Barcelona, pp. 35-64.

- PNUMA (2000): *Panorama general. Perspectivas del medio ambiente mundial*, en <http://www.unep.org/geo/geo2000/ov-es.pdf> (consulta 11/12/06).
- PROOPS, J.L.R.; FABER, M. y WAGENHALS, G. (1993): *Reducing CO₂ emissions. A comparative Input-Output study for Germany and the UK*, Springer-Verlag, Berlin.
- RAMAKRISHNA, K. (1996): “Los países del Tercer Mundo en las respuestas políticas al cambio global del clima” en LEGGETT, J. (comp.): *El calentamiento del planeta. Informe de Greenpeace*, Fondo de Cultura Económica, México, pp. 447-461.
- RAVALLION, M.; HEIL, M. y JALAN, J. (2000): “Carbon emissions and income inequality”, *Oxford Economic Papers*, 52, pp. 651-669.
- ROBBINS, L. (1935): *An Essay on the nature and significance of economic science*, Macmillan, London (2ª edición revisada y ampliada; la primera edición es de 1932).
- ROCA, J. (2003): “Do individual preferences explain the Environmental Kuznets Curve?”, *Ecological Economics*, 45, pp. 3-10.
- ROCA, J.; PADILLA, E.; FARRÉ, M.; y GALLETTTO, V. (2001): “Economic growth and atmospheric pollution in Spain: discussing the Environmental Kuznets Curve hypothesis”, *Ecological Economics*, 39, pp. 85-99.
- ROCA JUSMET, J. y PADILLA ROSA, E. (2003): “Emisiones atmosféricas y crecimiento económico en España. La Curva de Kuznets Ambiental y el Protocolo de Kyoto”, *Economía Industrial*, 351, pp. 73-86.
- ROMERO, C. (1994): *Economía de los recursos ambientales y naturales*, Alianza Economía, Madrid.
- ROSE, A. y CHEN, C. Y. (1991): “Sources of change in energy use in the US economy, 1972-1982: a structural decomposition analysis”, *Resources and Energy*, 13, pp. 1-21.

- ROSE, A. y CASLER, S. (1996): "Input-Output structural decomposition analysis: a critical appraisal", *Economic Systems Research*, 8(1).
- ROTHMAN, D.S. (1998): "Environmental Kuznets Curves -real progress or passing the buck? A case for consumption-based approaches", *Ecological Economics*, 25, pp. 177-194.
- SACHS, I. (1974): "Enfoques de la política del medio ambiente" en GALLEGO GREDILLA, J.A.: *Economía del Medio Ambiente*, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, pp. 75-96 (original de 1972).
- SAGOFF, M. (1988): *The Economy of the Earth*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- SAMUELSON, P.A. (1961): *Economics. An Introductory Analysis*, McGraw-Hill, New York.
- SCHMID, A.A. (1995): "The environment and property rights issues" en BROMLEY, D. W. (ed.): *The handbook of environmental economics*, Blackwell, Oxford, UK/Cambridge, USA, pp. 45-60.
- SCHUMPETER, J.A. (1971): *Historia del análisis económico*, Ed. Ariel, Barcelona.
- SEGURA, J. (1971): "En torno al crecimiento económico", *Información Comercial Española*, 447, Mayo, pp. 157-162.
- SELDEN, T. y SONG, D. (1994): "Environmental quality and development: is there a Kuznets curve for air pollution emissions?", *Journal of Environmental Economics and Management*, 27, pp. 147-162.
- SHAFIK, N. (1994): "Economic development and environmental quality: an econometric analysis", *Oxford Economic Papers*, New Series, vol. 46, Special Issue on environmental economics, October, pp. 757-773.

SHOGREN y NOWELL (1995): “Economics and Ecology: a comparison of experimental methodologies and philosophies” en KRISHNAN, R; HARRIS, J.M. y GOODWIN, N.R. (eds.): *A survey of Ecological Economics*, Island Press, Washington, pp. 66-70.

STAGL, S. (1999): “Delinking economic growth from environmental degradation? A literature survey on the Environmental Kuznets Curve Hypothesis”, Working Paper n° 6, Working Paper Series of the Research Focus Growth and Employment in Europe: Sustainability and Competitiveness, Wirtschaftsuniversität Wien.

STERN, D.I. (1998): “Progress on the Environmental Kuznets Curve?”, *Environment and Development Economics*, 3, pp. 173-196.

STERN D.I. (1999): “Attributing changes in global sulfur emissions”, Working Paper n° 9902, Working Papers in Ecological Economics, Centre for Resource and Environmental Studies-Ecological Economic Program, The Australian National University, November. Posteriormente publicado en Stern (2002).

STERN D.I. (2002): “Explaining changes in global sulfur emissions: an econometric decomposition approach”, *Ecological Economics*, 42, pp. 201-220.

STERN, D.I. (2003 a): “Global sulfur emissions in the 1990s”, Working Paper, Department of Economics, Rensselaer Polytechnic Institute, New York en <http://www.economics.rpi.edu/workingpapers/rpi0311.pdf> (consulta 11/12/06). Los datos que hemos utilizado y que se citan y explican en este trabajo se tomaron de <http://www.rpi.edu/~sternd/datasite.html> (consulta 23/09/03).

STERN, D.I. (2003 b): “The rise and fall of the Environmental Kuznets Curve”, Working Paper, Rensselaer Polytechnic Institute, June. Este trabajo ha sido posteriormente publicado en STERN, D.I. (2004): “The rise and fall of the Environmental Kuznets Curve”, *World Development*, 32 (8), pp. 1419-1439.

STERN, D.I. (2005): “Global sulfur emissions from 1850 to 2000”, *Chemosphere*, 58, pp. 163-175.

- STERN, D.I.; COMMON, M.S. y BARBIER, E.B. (1996): "Economic growth and environmental degradation: The Environmental Kuznets Curve and sustainable development", *World Development*, 24(7), pp. 1151-1160.
- STERN, D.I. y COMMON, M.S. (2001): "Is there an Environmental Kuznets Curve for sulfur?", *Journal of Environmental Economics and Management*, 41, pp. 162-178.
- SUN, J.W (1998): "Changes in energy consumption and energy intensity", *Energy Economics*, 20(1), pp. 85-100.
- SURI, V. y CHAPMAN, D. (1998): "Economic growth, trade and energy: implications for the Environmental Kuznets Curve", *Ecological Economics*, 25, pp. 195-208.
- SOKAL, R.R. y ROHLF, F.J. (1995): *Biometry*, W.H. Freeman.
- TAKAHASHI, W. (2000): "Formation of an East Asian regime for acid rain control: the perspective of comparative regionalism", *International Review for Environmental Strategies*, 1(1), pp. 97-117.
- TAMAMES, R. (1985): *Ecología y desarrollo. La polémica sobre los límites al crecimiento*, Alianza editorial, Madrid, 5ª edición.
- THOMPSON, J. (2000): "Convention producing effects", *Acid News*, 4, pp. 18-19 en <http://www.acidrain.org/pages/publications/acidnews/2000/AN4-00.pdf> (consulta 11/12/06).
- TIETENBERG, T. (1997): "Information strategies for pollution control", Eight Annual Conference, European Association of Environmental and Resource Economists, Tilburg University, The Netherlands, June 26-28 en http://www.colby.edu/personal/t/thtieten/info_strat_full.pdf (consulta 11/12/06).
- TOBEY, J.A.(1990): "The effects of domestic environmental policies on patterns of world trade: an empirical test", *Kyklos*, 43(2), pp. 191-209.

- TOMÁS CARPI, J.A. (2003): “Indicadores económicos y estrategia de desarrollo sostenible” en ERIAS REY, A. (coord.): *Economía, medio ambiente y desarrollo sostenible*, Deputación provincial da Coruña, A Coruña, pp. 63-104.
- TORRAS, M. y BOYCE, J.K. (1998): “Income, inequality, and pollution: a reassessment of the Environmental Kuznets Curve”, *Ecological Economics*, 25, pp. 147-160.
- TURNER, R.K. (1991): “Environment, economics and ethics” en PEARCE, D. (ed.): *Blueprint 2. Greening the world economy*, Earthscan Publications, London.
- UNIVERSITY OF GRONIGEN AND THE CONFERENCE BOARD (2002): *GGDC Total Economy Database*, <http://www.eco.rug.nl/ggdc> (consulta 05/12/02).
- UNRUH, G.C. y MOOMAW, W.R. (1998): “An alternative analysis of apparent EKC-type transitions”, *Ecological Economics*, 25, pp. 221-229.
- VALERO, A. (1993): “La termoeconomía: ¿una ciencia de los recursos naturales?” en NAREDO, J.M. y PARRA, F. (comps.): *Hacia una ciencia de los recursos naturales*. Siglo XXI ed., Madrid, pp. 57-78.
- VAN BEERS, C. y VAN DEN BERGH, J.C.J.M.(1997): “An empirical multi-country analysis of the impact of environmental regulations on trade flows”, *Kyklos*, 50(1), pp. 29-46.
- VATN, A. y BROMLEY, D.W. (1995): “Choices without prices without apologies” en BROMLEY, D. W. (ed.): *The handbook of environmental economics*, Blackwell, Oxford, UK/Cambridge, USA, pp. 3-25.
- VICTOR, P.A. (1974): *Economía de la polución*, Macmillan*Vicens-Vives, Barcelona.
- VINCENT, J.R. (1997): “Testing for Environmental Kuznets Curves within a developing country”, *Environment and Development Economics*, 2, pp. 417-431.

VOGEL, M.P. (1999): *Environmental Kuznets Curves. A study on the economic theory and political economy of environmental quality improvements in the course of economic growth*, Springer, Berlin.

WACKERNAGEL, M; ONISTO, L.; LINARES, A.C.; LÓPEZ, I.S.F.; GARCÍA, J.M.; GUERRERO, A.I.S. y GUERRERO, M.G.S. (1997): “Ecological footprint of nations: how much nature do they use? how much nature do they have?”, The Earth Council, San José, Costa Rica.

WIENER, J.B. (1992): “The comprehensive approach, greenhouse taxes and informal emissions trading” en OECD: *Climate Change. Designing a practical tax system*, OECD, París.

WORLD RESOURCES INSTITUTE (2003): *Earthtrends* en: <http://earthtrends.wri.org/text/> (consulta 19/11/03).

NOTA: Las direcciones de Internet citadas (tanto en la bibliografía como a lo largo de todo el texto) se han revisado antes del depósito de esta Memoria Doctoral. Cuando la información referida no se ha modificado, se ha optado por actualizar la dirección y señalar la fecha de consulta más reciente. En aquellos casos en los que sí ha habido modificaciones en la información (especialmente, datos que han sido posteriormente actualizados), hemos mantenido la dirección y la fecha de consulta originales.

